

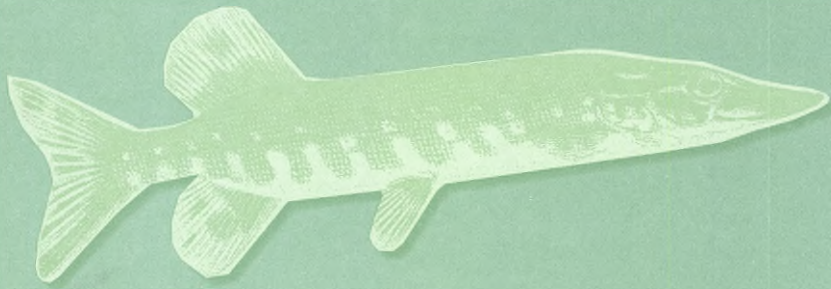


Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



FISKERIVERKET RAPPORT 1999:3



*Påverkan och skyddszoner vid vattendrag
i skogs- och jordbrukslandskapet*

En litteraturöversikt

BJÖRN BERGQUIST



FISKERIVERKET

Ansvarig utgivare: Generaldirektör Karl Olov Öster
Huvudredaktör: Informationsassistent Monica Bergman
Redaktionskommitté: Avdelningen för kust- och sötvattensresurser, Ingemar Olsson
Chef Havsfiskelaboratoriet, Jan Thulin
Chef Kustlaboratoriet, Erik Neuman
Chef Sötvattenslaboratoriet, Stellan F Hamrin
Informationschef, Lars Swahn

FISKERIVERKET producerar sedan september 1997 två nya serier;
Fiskeriverket Information (ISSN 1402-8719)
Fiskeriverket Rapport (ISSN 1104-5906).
Dessa ersätter tidigare serier;
Kustrapport (ISSN 1102-5670)
Information från Havsfiskelaboratoriet Lysekil (ISSN 1100-4517)
Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm (ISSN 0346-7007)
Rapport/Reports från Fiskeriverket (ISSN 1104-5906).

För prenumeration och ytterligare beställning kontakta:
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Monica Bergman,
178 93 Drottningholm
Telefon: 08-62 00 408, Fax: 08-759 03 38
Artiklar publicerade under 1999, se insidan på pärmens baksida

Tryckt på Storafine miljövänligt papper i 500 ex
Juni 1999
Göteborgs Länstryckeri AB

ISSN 1104-5906

FISKERIVERKET RAPPORT 1999:3

*Påverkan och skyddszoner vid vattendrag
i skogs- och jordbrukslandskapet*

En litteraturöversikt

BJÖRN BERGQUIST

Innehåll

Påverkan och skyddszoner vid vattendrag
i skogs- och jordbrukslandskapet
En litteraturöversikt

sid 5-118

Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet

En litteraturöversikt

Björn Bergquist

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 DROTTNINGHOLM

Innehåll

Förord	6
Sammanfattning	7
Inledning	9
Begrepp och definitioner	11
Strandmiljöernas ekologiska betydelse	16
Skogs- och jordbrukets påverkan på vattendragen och strandmiljöerna	28
Strandmiljöernas betydelse och funktion som skyddszoner	52
Strategier för skydd av vattendrag och strandmiljöer	67
Skyddszonernas utformning	76
Referenser	93
English summary: Impact of land use and buffer zones on stream environments in woodland and agricultural areas – a literature review	117

Förord

Föreliggande litteraturoversikt behandlar främst påverkans effekter och skyddszoner vid de mindre vattendragen i skogs- och jordbrukslandskapet. Större vattendrag, sjöar och våtmarker berörs bara i begränsad omfattning. Översikten omfattar också litteratur som beskriver den allmänna ekologiska betydelsen av vattendragens strand- och våtmarksområden. Dessutom behandlas olika typer av vattendragsklassificering eftersom denna klassificering är nödvändig för skyddszonernas anpassning till lokala förhållanden och olika skyddsvärden.

För att erhålla en god täckning av den publicerade litteraturen inom området har datasök gjorts i ett flertal databaser, t ex AGRICOLA, AGRIS, ASFA, BIOSIS och CAB. Dessutom har ett stort antal referenser inhämtats från andra källor. Många av de upptagna referenserna är publicerade i svåråtkomlig inhemsk amerikansk litteratur och har i flera fall ej varit direkt tillgängliga för genomläsning. I förekommande fall har därför refereringar gjorts i andra hand. En del av den redovisade litteraturen har ej heller refererats i texten. Totalt omfattar sammanställningen ca 600 referenser.

Huvuddelen av referenserna som behandlar vattendrag och skyddszoner i skogslandskapet har nordamerikansk ursprung,

men även länder som Australien och Nya Zeeland har genomfört omfattande studier beträffande skogsbrukets ekologiska effekter och betydelsen av skyddszoner. Endast en mindre del av referenserna har europeiskt och nordiskt ursprung. De redovisade resultaten bedöms dock, trots dominansen av nordamerikansk litteratur, ha en stor principiell allmängiltighet beträffande skyddszonernas funktion och utformning samt strandvegetationens betydelse strömvattenekosystemen.

Referenserna som behandlar skyddszoner i jordbrukslandskapet har ett mera varierat ursprung och ett betydligt större europeiskt inslag. Redovisningen av denna litteratur är dock mindre heltäckande än redovisningen av skyddszonernas betydelse och utformning i skogslandskapet. Framför allt har redovisningen av litteraturen som behandlar enbart gräsbevuxna skyddszoner och skyddszoner vid betespåverkade vattendrag begränsats. Flera centrala publikationer är dock medtagna

Sammanställningen har gjorts på uppdrag av Världsnaturfonden (WWF) som ett delmoment i projekt SILVA (Skyddsridåer längs vattendrag).

Sammanfattning

Det är välkänt att vattendragens strandmiljöer har en grundläggande betydelse för strömvattensystemens funktion och produktion. Skyddet av vattendragen och strandmiljöerna har dock länge varit eftersatt och istället har dessa miljöer varit utsatta för en omfattande påverkan. I skogslandskapet har främst skogsavverkningar, hyggesbehandlingar och anläggningen av skogsbilvägar påverkat de mindre vattendragens funktion och produktion. I jordbrukslandskapet har vattendragen påverkats kraftigt av elimineringen av våtmarker och det intensiva åkerbruket.

I båda landskapstyperna har påverkan medfört förändringar i vattendragens avrinning, temperaturregim, tillförsel av organiskt material, sediment och näringsämnen. Detta har i allmänhet resulterat i en reduktion av strandmiljöernas och vattendragens biologiska produktion och mångfald. Särskilt laxfiskar som öring, harr och lax har påverkats negativt av markanvändningen inom vattendragens avrinningsområden. Flera studier har visat att frekventa och höga sedimenttransporter påverkar tillgången på lämpliga lekbottnar och utkläckningen av yngel, och att även höga vattentemperaturer sommartid och låga vintertid kan försämra fiskens överlevnad. Dessutom har en minskad förekomst av död ved i vattendragen medfört en ökad erosion i vattenfåran och en förlust av vinterståndplatser, vilket ytterligare har försämrat fiskens överlevnadsmöjligheter.

Flera undersökningar har dock visat att skogs- och jordbrukets påverkan på strömvattensystemen kan begränsas genom avsättning av skydds-zoner längs vattendragen. Skyddszonerna verkar exempelvis dämpande på avrinningsökningen och utjämnar flödestopparna. De begränsar också erosionen i vattenfåran, samt uttransporten av sedimentmaterial och näringsämnen från fastmarken till vattendragen. Enligt genomförda studier kan skyddszonerna reducera avrinningsvattnets halt av sedimentpartiklar med 23-97%. Upptaget av kväve och fosfor har varierat mellan 24 och 94%, respektive 6 och 96%. När skyddszonerna har varit bredare än 10 m har upptaget av näringsämnen i regel varit högre än 50% Upptaget av nä-

ringsämnena har i allmänhet ökat med vegetationszonens bredd. Den allmänna rekommendationen är därför att skyddszonerna skall vara minst 15 m breda och ha en flerskiktad vegetation för att effektivt begränsa påverkan på vattendragens vattenkvalitet. Andra faktorer som påverkar skyddszonernas effektivitet som sediment- och näringsfilter är markens lutning, jordartstypen samt avrinningens storlek och intensitet.

Undersökningarna har också visat att skyddszonerna skall vara minst 20 m breda och ha minst 60% av den ursprungliga kronäckningen kvar för att undvika förändringar i vattendragens vattentemperatur efter avverkning. En omfattande forskning beträffande nedfallet av död ved har dessutom visat att skyddszonerna vid mindre vattendrag skall vara minst 20-30 m breda för att bibehålla en oförändrad tillförsel av död ved till vattendragen. Även bevarandet av vattendragens biologiska produktion och mångfald beträffande fisk och bottenfauna kräver minst 20-30 m breda skydds-zoner. Bredare zoner är främst aktuella vid större vattendrag och sjöar samt vattendrag där lokala förhållanden som t ex brant lutning och erosionsbenägna jordar kräver bredare skydds-zoner.

För att erhålla en fullgod anpassning av skyddszonernas utformning till lokala förhållanden är det nödvändigt att klassificera vattendragen och strandmiljöerna med avseende på vattendragstyp respektive vegetations-typ, biologiska värden, påverkansgrad, marklutning, och erosionskänslighet. Under senare tid har hierarkiska klassificeringssystem baserade på geomorfologiska-hydrologiska processer utvecklats och även anpassats för att klassificera vattendragen med avseende på behovet av skydds-zoner. De hierarkiska klassificeringssystemen har fördelen att de kopplar klassificeringen av vattendragen i stor regional skala med klassificeringen av enskilda biotoper och bottenstrukturer. Klassificeringen utgår från en uppdelning av vattendragen i fem rumsliga klassificeringsnivåer; vattendrag (avrinningsområde), större vattendragsavsnitt, mindre vattendragssträckor, habitat (hål/or/forsar) och mikrohabitat (bottenstrukturer).

Skyddszonerna gör vanligtvis störst nytta om de avsätts längs de mindre vattendra-

gen högt upp i avrinningsområdet där huvuddelen av avrinningsbildningen sker. I en del fall kan det dessutom vara nödvändigt att avsätta skyddszoner längs temporära vattendrag och andra områden av betydelse för avrinningsbildningen. Skyddszonerna bör vara sammanhängande och avsättas på båda sidor om vattendragen. Vid utformningen bör man eftersträva multifunktionella skyddszoner med en flerskiktad vegetation med örter, buskar och träd. Viktiga funktioner som skyddszonerna skall uppfylla är erosionsbegränsning, sedimentupptag, upptag av näringsämnen, utjämning av flöden, reglering av ljusinflödet till vattendragen, utjämning av vattentemperaturen och tillförseln av organiskt material som löv och död ved. Bredden på skyddszonerna är beroende av vattendragens storlek, vattendragstyp och skyddsvärden och strandmiljöernas mark- och vegetationsförhållanden. För att bestämma skyddszonsbredden rekommenderas att man först bestämmer minsta acceptabla skyddszonsbredd för varje eftersträvd skyddszonsfunktion och skyddsklass, och sedan utvidgar zonerna när vattendragstypen och mark- och vegetationsförhållandena kräver detta, t ex vid erosionsbenägna jordar och brant marklutning. Vid avgränsningen av skyddszonerna har man vanligtvis utgått från vattendragens högvattensnivåer, men även vattendragens medelnivåer har använts som utgångspunkt.

Riktlinjer för skyddszonernas utformning har i varierande omfattning varit baserade vattendragens skyddsvärden, olika vatten- och miljö kvalitetsmål, samt skyddszonernas förmåga att reducera påverkan ur olika aspekter, t ex skyddszonernas upptag av sediment och näringsämnen som kväve och fosfor, förmågan att begränsa temperaturförändringar och skyddszonernas betydelse för vattendragens tillförsel av död ved. Riktlinjerna har också tagit hänsyn till vattendragens storlek, vattendragstyp, fiskförekomst och marklutning. I en del fall har riktlinjerna förordat en uppdelning i en inre helt orörd skyddszon närmast vattendragen och en yttre skötselzon med särskilda regler för avverkning. De anvisade skyddszonsbredderna har i regel varierat från 5 m upp till 50 m för mindre till medelstora vattendrag beroende på markanvändning, vattendragstyp och skyddsvärde. I vissa fall har ännu bredare skyddszoner anvisats. Speciellt gäller detta större vattendrag och sjöar där anvisade skyddszoner har varierat från 30 m upp till 200 m. I skogslandskapet har riktlinjerna i stor utsträckning beaktat skyddszonernas multifunktionella betydelse och särskilt skyddszonernas betydelse för tillförseln av död ved till vattendragen. I jordbrukslandskapet har riktlinjerna däremot varit mera inriktade på skyddszonernas upptag av sediment och näringsämnen och endast i liten utsträckning beaktat andra aspekter. Det rekommenderas att avsättningen av skyddszoner kopplas till kvantifierbara mål vad gäller miljö kvalitet och biologisk mångfald.

Inledning

Vattendragens starka koppling till omgivande landområden och dess markanvändning är välkänd och har betonats av flera författare (Hynes 1975, Likens 1984, Minshall et al. 1985, Ward 1989, Naiman et al. 1992a). Speciellt de mindre vattendragen tillhörande vattendragsrang 1-3 (se kapitel 2) är känsliga för förändringar i avrinningsområdets mark- och vegetationsförhållanden. Även större vattendrag påverkas eftersom livsvillkoren för växter och djur i vattensystemens nedre delar i hög grad regleras av förhållandena uppströms i systemet (Vannote et al. 1980, Petersen et al. 1987). Markanvändningen i vattensystemens övre delar kan förorsaka kumulativa effekter nedströms beträffande avrinning, vattentemperatur, sedimenttransport och produktionsförhållanden (Benlands et al. 1986, Preston & Bedford 1988).

Mycket betydelsefull för de mindre vattendragens funktion är strand- och våtmarksvegetationen längs vattendragen (Eng. *riparian vegetation*), eftersom den kontrollerar vattendragens biologiska produktion (Vannote et al. 1980, Swanson et al. 1982, Cummins et al. 1984, Minshall et al. 1985, Ward 1989). När vattendragens strandvegetation avverkas minskar strandszonernas kapacitet att upprätthålla viktiga ekosystemfunktioner som sediment- och näringsämnesupptag, utjämning av flödes- och temperaturvariationerna (Naiman & Décamps 1990, Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1993). Även deras potential som lämplig livsmiljö för vatten- och marklevande organismer minskar.

I strandmiljöerna har det genom regelbundna översvämningar skapats speciella förhållanden för ett rikt växt- och djurliv (Nilsson 1987, 1992, Nilsson et al. 1989, Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1993). Strandmiljöerna vid sjöar och vattendrag är därför ofta de mest strukturellt varierade och artrikaste miljöerna i landskapet, och i många fall har dessa miljöer en nyckelroll för de olika ekosystemens funktion (Barth 1987, Décamps et al. 1990, Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1993). Många arter är helt knutna till den våtmarkspräglade miljön längs vattendragen medan andra använder den frekvent för näringssök och/eller skydd (Budd et al. 1987, Kraus 1994). I Sverige finns över 200 nationellt rödlistade växt- och djurarter som är

mer eller mindre knutna till vattendragen och deras närmiljöer (SCB 1998). Vattendragen och strandmiljöerna utgör också spridningsskorridorer i landskapet för akvatiska, semiakvatiska och terrestra växter och djur (Bennett 1990, Gregory et al. 1991). Strandmiljöerna har dessutom stora estetiska värden och en stor betydelse för människans rekreation och friluftsliv (Budd et al. 1987, Petts 1990, Kraus 1994).

Trots att vattendragen och deras närmiljö har betydande ekologiska värden har skyddet av dessa miljöer länge varit eftersatt. Istället har vattendragens strandområden under en lång tid varit utsatta för en omfattande markexploatering. Den vegetationstyp som dessa områden representerar är en av de mest påverkade i hela världen. I västra USA har t ex strand- och våtmarksarealen minskat med 80% sedan början av 1800-talet (Swift 1984), och för hela USA beräknas 53% av våtmarker försvunnit sedan 1780-talet (Dahl 1990). Endast 10-30% av USA:s strand- och våtmarksmiljöer beräknas ha sådan status att de kan anses vara relativt opåverkade (Hirsch & Segelquist 1978, Swift 1984). Förhållandena i Sverige är likartade och enligt våtmarksinventeringen (VMI) är 2/3 av de kvarvarande våtmarksområdena påverkade i varierande omfattning av dikning och andra åtgärder. Enligt Skogsstyrelsens nyckelbiotopsinventering har en tredjedel av alla sumpskogsområden dikats (Skogsstyrelsen 1999).

Framför allt är det olika skogs- och jordbruksåtgärder som har påverkat dessa miljöer, men även åtgärder som vattenreglering och utbyggnad av vägnät och tätorter har svarat för en betydande påverkan på vattendragen och strandzonerna (Allan & Flecker 1993, Allan 1995). Exploateringen och fragmenteringen av strandmiljöerna har medfört en ökad utslagning av känsliga och skyddsvärda arter i både vattendragen och strandmiljöerna (op cit.). Hotet mot den akvatiska mångfalden anses vara större än hotet mot de marklevande växterna och djuren (Naiman et al. 1995). Skyddet av strandmiljöer och våtmarker är därför en viktig internationell naturvårdsfråga. I våtmarkskonventionen (*Convention of wetlands* = Ramsarkonventionen), som Sverige undertecknade re-

dan 1974, betonas starkt våtmarkernas ekologiska värden. Även konventionen om biologisk mångfald som undertecknades i Rio de Janeiro 1992 berör i hög grad vatten- och strandmiljöerna.

Strand- och våtmarksområdena vid sjöar och vattendrag fyller dessutom en viktig funktion som buffert eller skydd mot påverkan av olika skogs- och jordbruksåtgärder. Vegetationszonerna längs vattendragen skyddar exempelvis den akvatiska miljön mot förhöjda vattentemperaturer och en förhöjd tillförsel av sediment och näringsämnen.

I Sverige och de övriga nordiska länderna har intresset för att spara skyddszoner längs vattendragen vaknat relativt sent (i slutet av 1980-talet). En konsekvens av detta är också att mycket få studier har gjorts beträffande åtgärdernas omfattning och skyddszonernas ekologiska betydelse. Studierna har huvudsakligen varit inriktade på att studera upptaget av sediment och näringsämnen i skyddszoner och våtmarker längs jordbrukslandskapets vattendrag (Fleischer et al. 1989, 1991, Leonardsson 1990, 1994, Petersen et al. 1990, 1992, Vought et al. 1991 och 1994, Uusi-Kämppä & Ylärinta 1992, Jansson et al. 1991, 1994, Syversen 1994). Endast i mycket begränsad omfattning har miljöhänsynen och skyddszonernas funktion längs skogslandskapets vattendrag studerats i Sverige och de övriga nordiska länderna (Eckerberg 1988, Ahtianen 1992, Holopainen och Huttunen 1992).

I USA, Canada, Australien och Nya Zeeland har man däremot sparat skyddszoner längs vattendragen under ganska lång tid. I samband med skogsavverkningar har exempelvis skyddszoner sparats sedan slutet av 1960-talet (Brazier & Brown 1973, Clinnick 1985), och det är numera ej ovanligt att skyddszonerna utgör mer än 10% av skogsbolagens tillåtna avverkningsareal. Inledningsvis avsattes skyddszonerna i första hand för att förhindra/begränsa uppkomsten av förhöjda vattentemperaturer, samt begränsa transporten av erosionsmaterial i vattendragen efter avverkning (Brown & Krygier 1967, 1970, 1971, Brown 1971, Brazier & Brown 1973). Under 1980-talet har intresset mera fokuserats på strandskogarnas betydelse för vattendragens tillskott av död ved (trädstammar, rotvältor och grenar) och trädresten som kvistar, löv och barr (Harmon et al.

1986, Bisson et al. 1987, Master et al. 1988, Bilby & Ward 1989, Franklin 1992, Naiman et al. 1992a). Avsättningen av skyddszoner längs jordbrukslandskapets vattendrag som inleddes under 1980-talet har hittills huvudsakligen varit inriktad på att reducera transporten av sediment och näringsämnen från den odlade marken till vattendrag och sjöar (Lowrance et al. 1984a, b, Peterjohn & Correll 1984, Phillips 1989a, b, Osborn & Kovacic 1993).

Skyddszonernas förmåga att förhindra förhöjda vattentemperaturer och betydelse för att minska sediment- och näringsläckage till vattendragen har studerats i ett stort antal länder. I Nordamerika, Australien och Nya Zeeland har man dessutom särskilt studerat skyddszonernas betydelse för att bevara vattendragens fisk- och bottenfaunasamhällen. I Nordamerika har man även studerat betydelsen av skyddszoner vid betespåverkade vattendrag (Armour et al. 1991, Platts 1991), eftersom många vattendrag där har påverkats av en omfattande djurhållning av får och nötkreatur. Det har också publicerats ett flertal litteraturoversikter som behandlar skyddszonernas betydelse och utformning (Graynoth 1979, Newbold et al. 1980, Clinnick 1985, Lowrance et al. 1985, Budd et al. 1987, Cooper et al. 1987, Morgan 1992, Muscutt et al. 1993, Osborn & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994, Castelle et al. 1994).

Även om medvetenheten om strand- och våtmarksområdenas ekologiska betydelse har ökat i Sverige under de senaste åren saknas det fortfarande i stor utsträckning inhemsk kunskap och riktlinjer beträffande skyddszonernas betydelse och utformning. Syftet med föreliggande litteraturgenomgång är dels att ge en översikt av skogs- och jordbrukets påverkan på de mindre vattendragen och dels att ge en redovisning av det kunskapsunderlag som finns beträffande skyddszonernas utformning och den betydelse de har för strömvattensystemen. Av särskilt intresse i denna översikt är skyddszonernas betydelse för att bevara bottenfauna- och fiskesamhällen i skogs- och jordbrukslandskapets mindre vattendrag. Sammanställningen riktar sig främst till personer med biologisk bakgrund, men förhoppningsvis skall den även kunna användas av en bredare läsekrets med allmänt intresse för vattenvårdsfrågor.

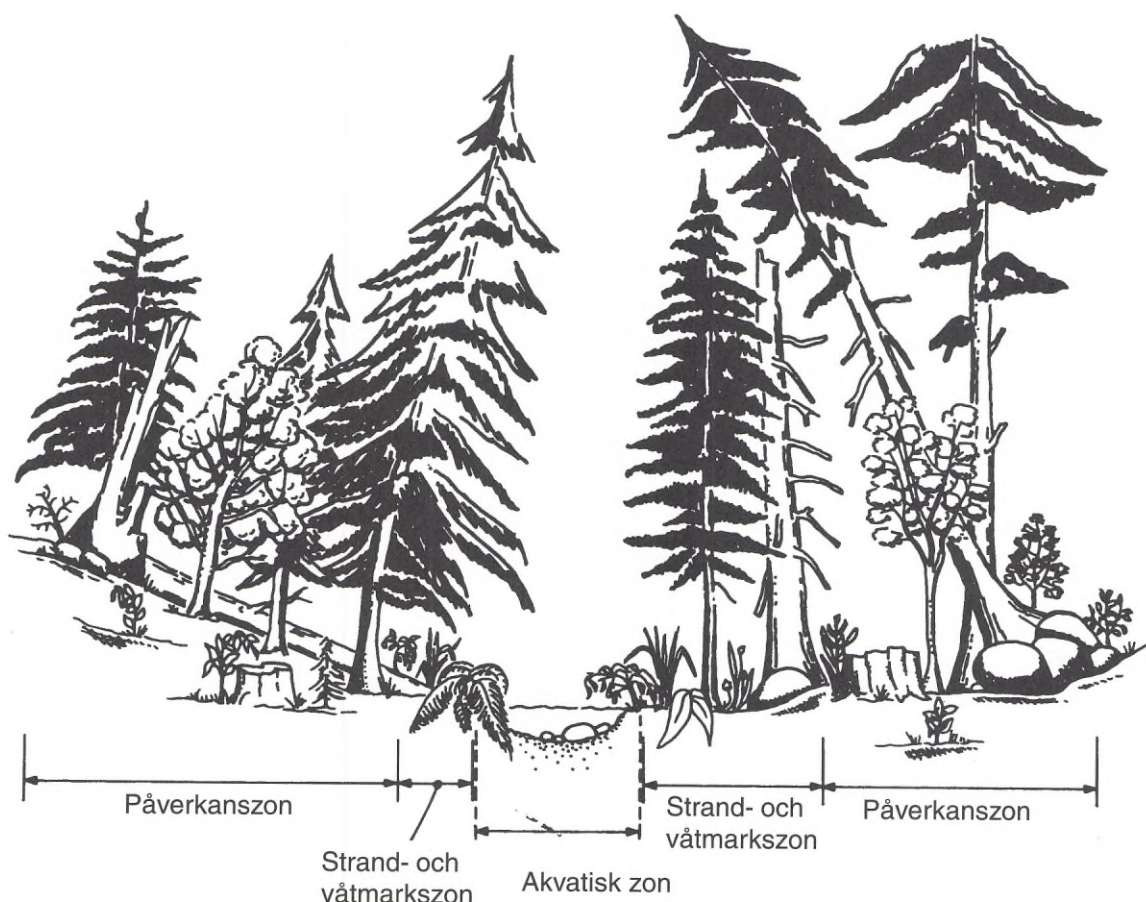
Begrepp och definitioner

Strandzoner

Strandmiljöerna som ofta omfattar både terrestra strandskogar och renodlade våtmarker kan definieras och avgränsas på olika sätt. En definition som ofta används är att stranden är det område intill vattendragen som periodvis översvämmas med vatten, dvs området mellan den normala strandlinjen och högvattenslinjen. I en bredare mening definieras dock stranden som den zon längs vattendraget som direkt påverkar vattendraget genom grundvattenutströmning, beskuggning och nedfall av organiskt material från omgivande skog (påverkanszonen). Med denna definition omfattas även fastmarken ovanför högvattensnivån. Vattenmiljön och strandmiljön kan med detta synsätt delas upp i tre

delzoner; en akvatisk zon, en strandzon och ett påverkansområde för strandzonen (Sedell et al. 1989b). Den akvatiska zonen utgörs av vattenfåran (eller sjöar och våtmark) upp till strandlinjen. Strandzonen omfattar stranden och den fuktiga marken intill vattendraget, dvs våtmarkszonen, medan strandzonens påverkansområde utgör övergångszonen mellan den fuktiga marken med fuktälskande växter och den renodlade terrestra vegetationen (Figur 1).

Bredden på strandzonen och dess påverkansområde varierar med vattendragets hydrologiska regim, vattenfårans geomorfologi och högvattensnivåer, grundvattennivåerna i marken, samt i vilken omfattning strand- eller skogsvegetationen påverkar vattendra-



Figur 1. Indelningen av vattenfåran och den vattendragsnära skogen i tre delzoner (Sedell et al. 1989b).

get genom nedfall av växtmaterial och beskuggning. Strandområdets bredd och i vilken omfattning strandskogen påverkar vattendragen är också starkt kopplad till läget i avrinningsområdet, vattendragets storlek och terrängens topografi. Längs de mindre vattendragen (vattendragsrang 1-3) består övergångszonen ofta av en smal zon med strandvegetation vars sammansättning och omfattning styrs av grundvattenutflöden och årliga flödesvariationer i vattendraget (Petts 1990). Strandområdet har i regel ett stort inslag av fastmarksvegetation och vattendragen är också starkt påverkade av vegetationen på fastmarken en bit från vattendraget. Strandzonen längs de större vattendragen är däremot betydligt bredare och har en mer välutvecklad strand- och våtmarksvegetation som ofta översvämmas. Zonens bredd och sammansättning längs dessa vattendrag styrs främst av förändringarna i avrinning, erosion och sedimentation i ett längre perspektiv, ofta mer än 50 år (Naiman et al. 1988, Petts 1990, Naiman et al. 1992).

I engelsk eller amerikansk litteratur benämns strandskogarna och våtmarkerna längs vattendragen som "*riparian zones*" eller "*riparian wetlands*". Ordet "*riparian*" syftar på att vegetationen är strand- och vattendragsbunden, och i sin mest begränsade definition avses enbart den fuktiga marken och vegetationen närmast vattendragen (Johnson & Lowe 1985). På grund av att zonen präglas av gradienter i växtsamhället används dock i regel en bredare definition som omfattar all strandnära vegetation, dvs både terrester och våtmarksbunden vegetation (op cit.). Meehan et al. (1977) definierade "*riparian vegetation*" som all vegetation som direkt påverkar miljön i vattendraget. Ofta omfattar begreppet även övrig våtmarksvegetation.

Våtmarker

Begreppet våtmark har en vidsträckt betydelse och inbegriper förutom fuktiga strandområden vid vattendrag, sjöar och hav även vegetationstäckta grunda vattenområden (vikar) i sjöar och hav, samt myrar, sumpskogar, fuktängar och fukthedar. Våtmark definieras vanligtvis som mark där vatten under stor del av året finns nära, under eller strax över markytan, oavsett om marken är översvämmad eller vattenmättad av en hög grundvattennivå. Marken och växternas rot-

zon skall vara vattenmättad med en frekvens och varaktighet så att en typisk våtmarksvegetation är vanligt förekommande. Det innebär att minst 50% av vegetationen bör vara "hydrofil", dvs fuktighetsälskande, för att man skall kunna kalla ett område för våtmark. Denna definition har bl a tillämpats inom den rikstäckande våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige (Löfroth 1991). I USA används ofta en definition på våtmarker som förutsätter att marken skall vara vattenmättad nära markytan minst 14 dagar under växternas tillväxtperiod (Robinson 1995).

Våtmarkerna delas ofta upp i myrar, stränder och övrig våtmark (Löfroth 1991). Myrar är torvbildande våtmarker som mossar, kärr och blandmyrar. Stränderna längs vattendrag och sjöar är limnoga våtmarker, dvs våtmarker bildade av översvämning eller igenväxning, som vanligtvis ej är torvbildande. De är istället i stor utsträckning skogbevuxna och bildar ofta sumpskogar (strandsumpskog). Med övrig våtmark avses fuktiga till våta marker som inte är stränder eller myrmark, t ex fuktängar och vissa sumpskogar. Sumpskog skiljs vanligtvis från öppen myrmark när träden har en medelhöjd av minst 3 m och minst 30% krontäckning. Tre huvudtyper av sumpskogar kan urskiljas, dels lågt belägna skogar påverkade av grundvatten, och dels strandsumpskogar påverkade av ytvatten från sjöar och vattendrag, samt tallsumpskogar påverkade av nederbördsvatten på mossar. Strandsumpskogarna är i regel fuktiga året runt och översvämmade under delar av året.

Strömvattensystem

Ekosystem brukar definieras som "ett system eller enhet som bildas genom sambanden mellan alla levande och icke levande faktorer i en viss typ av miljö" (Tansley 1935). I ekosystemen använder de ingående organismerna den tillförda energin till att producera organiskt material.

För att dela upp större vattendrag (strömvattensystem) i mindre enheter används ofta en uppdelningen av vattendragen i olika vattendragsrang (se nedan). Denna uppdelning utgör också basen för synsättet att betrakta vattendragen som linjära system med gradienter eller sekvenser av sammankopplade zoner (Illies & Botosaneanu 1963, Vanote et al. 1980). De minsta enheterna i denna vattendragsklassificering är avrinnings-

områden av 1:a vattendragsrangen, dvs områden som avvattnas av vattendrag av 1:a vattendragsrangen. Enligt Lotspeich (1980) utgör avrinningsområden av 1:a vattendragsrangen den minsta och grundläggande strömvattenekosystemenheten.

De större vattendragen kan i en längdprofil principiellt delas upp i tre olika delar; en övre del (vattendragsrang 1-3), en mellandel (övergångszon) och en nedre del (lagringszon) (Schumm 1977). Den övre delen, dvs källflödesområdet där avrinningsbildningen sker, kan betraktas som en produktionszon där erosionsprocesser överväger. I mellandelen råder ofta en balans mellan erosions- och depositionsprocesser, vilket gör att zonen präglas av stor miljövariation och hög artrikedom. I vattendragens nedre del där sedimentationsprocesserna dominerar bildar vattendragen ofta meandrande avsnitt samtidigt som artrikedomen minskar. Enligt Large och Petts (1996) har dessa zoner olika förutsättningar för avsättning av skyddszoner.

Nyckelbiotoper och nyckelfunktioner

Områden med enhetlig miljö och förekomst av vissa bestämda växter och djur benämns i ekologisk litteratur för biotoper. Biotoper som har nyckelfunktioner i ekosystemen eller som har höga naturvärden kallas ofta för nyckelbiotoper. Definitionen på nyckelbiotop varierar dock med sammanhanget och typen av ekosystem som avses. Med hänsyn till biologisk mångfald definieras nyckelbiotoper som speciellt värdefulla miljöer (naturtyper/biotoper) där det förväntas förekomma akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande arter, dvs biotoper där det förekommer hotklassificerade/rödlistade arter. Denna definition tillämpas också i skogliga sammanhang (Skogsstyrelsen 1993). Exempel på skogliga nyckelbiotoper är olika sumpskogar (t ex gransumpskog, alsumpskog och ädellövsumpskog) och kärr (t ex alkärr och rikkärr), ravinskogar, berg- och rasbranter, skogsbäckar och områden med grundvattenutströmning, dvs källor och surdråg.

För att identifiera nyckelbiotoper används man sk nyckelelement och signalarter. Nyckelelementen är biologiska företeelser och andra inslag i biotopen som är livsnödvändig för många djur och växter, t ex rasbranter, gamla och grova träd, torrträd

och nedfallna träd. Signalarter (indikatorarter) är arter som signalerar/indikerar värdefulla biotoper och som är lätta att identifiera. En signalart kan vara rödlistad (listad som hotad, sårbar, sällsynt eller hänsynskrävande) eller bara en vanlig art. I de fall nyckelbiotoperna är väl avgränsade objekt i landskapet, t ex sumpskogar eller kärr, brukar också beteckningen nyckelobjekt användas. Områden med en eller flera nyckelbiotoper eller nyckelobjekt utgör i sin tur nyckelområden. Det som kännetecknar en bra signalart eller indikatorart är att den är lätt att identifiera och att den har en vid utbredning trots relativt snäva miljökrav.

I limniska (sötvattensekologiska) sammanhang definieras nyckelbiotoper vanligtvis som biotoper med stor betydelse för de limniska ekosystemen i vattendrag och sjöar. Vattendragens nyckelbiotoper utgör ofta kombinationer av strukturer och områden som kan identifieras både på land och i vatten. Grovt kan vattendragsbiotoperna delas in i strömmande och lugnflytande sträckor och speciella nyckelbiotoper (Liliegren et al. 1996, Lagerkvist et al. 1998). Exempel på nyckelbiotoper i och intill vattendragen är forsar och vattenfall, blockrika sträckor, raviner, meandrande (slingrande) vattendragsavsnitt, strandsumpskogar, utströmningssområden och andra våtmarksområden intill vattendragen, kvillområden (förgrenade vattendragsavsnitt), sjöutlopp, samt deltaområden och sjöinlopp (op cit.). Tyvärr saknas det idag en generell och enhetlig limnisk klassificering av nyckelbiotoperna i och intill vattendragen.

Med nyckelfunktioner avses vanligen företeelser och processer med stor och ofta avgörande betydelse för ekosystemens funktion och mångfald. Företeelser och processer med nyckelfunktioner i strömvattenekosystemen är avrinningsbildningen, inflödet av organiskt material, omsättningen av näringsämnen, erosion och sedimentation, syresättningen av avrinningsvattnet, den omgivande vegetationens temperaturreglerande effekt, vattenfårans retention av sediment och organiskt material, samt strandmiljöernas upptag av sediment och näringsämnen (Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1992a, Naiman et al. 1993).

Vattendragsrang

I Nordamerika, och flera Europeiska länder klassificeras ofta vattendragen efter vattendragsrang (Eng. *stream order*) som beskriver vattendragens storlek och läge i vattensystemen (Horton 1945, modifierat av Strahler 1957). Grundvillkoret för klassificeringen är att vattendragen skall vara vattenförande året runt (Lotspeich 1980). Det innebär för svensk del att alla vattendrag som finns markerade på topografiska kartan 1:50 000 med heldraget blått streck ingår i en sådan klassificering. Vid vattendragsklassificeringen i USA används kartor med skalan 1:20 000 till 1:60 000 (Lotspeich & Platts 1982).

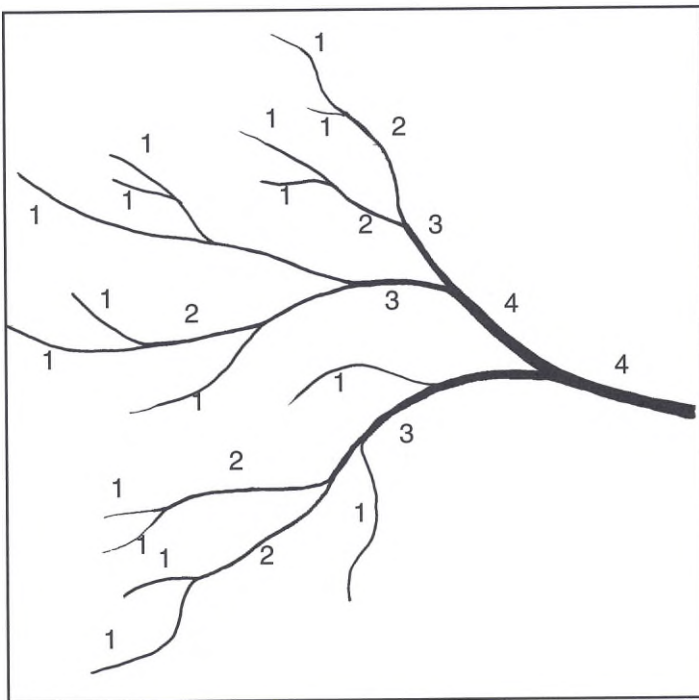
De minsta vattendragen som finns markerade på topografiska kartan och som saknar biflöden som är vattenförande året runt erhåller enligt klassificeringssystemet vattendragsrangen 1. Enligt Hynes (1970) och Lotspeich (1980) kan vattendrag av 1:a rangen definieras som "vattendrag med tillräckligt vattenflöde för att hysa akvatiska organismer året runt". När två vattendrag tillhörande vattendragsrang 1 rinner samman erhålls sedan vattendrag med rangen 2, och när två vattendrag av 2:a rangen möts erhålls vattendrag med rangen 3 osv (Figur 2). Mindre skogsbäckar tillhör i regel vattendragsrang

1-2, medelstora bäckar och åar har vattendragsrangen 3-5, medan älvar, floder och större åar tillhör vattendragsrang 6 eller högre.

Organiskt material, inklusive död ved

I litteraturen görs det en indelning av löst och partikulärt organiskt material i olika grupper efter storlek och typ. I nordamerikansk litteratur används ofta begreppen DOM (*Dissolved Organic Matter*), FPOM (*Fine Particulate Organic Matter*) och CPOM (*Coarse Particulate Organic Matter*) för löst, finpartikulärt, respektive grovpartikulärt organiskt material. Den vanligaste definitionen på finpartikulärt organiskt material (findetritus) är att det omfattar partiklar med en storlek mellan 0,0005 mm och 1 mm. Organiskt material med mindre partikelstorlek definieras som löst organiskt material medan allt material med en partikelstorlek större än 1 mm räknas som grovpartikulärt material (grovdetritus). Till grovdetritus (CPOM) räknas vegetationsrester som gräs- och örtmaterial, barr, löv, kvistar m m, men i princip omfattas även död ved i form av grenar och trädstammar. I de flesta fall behandlas dock det vedartade materialet separat och delas upp i fina vedrester eller FWD-material (*Fine Woody Debris*) och grova vedrester eller CWD-material (*Coarse Woody Debris*). För den senare kategorin används synonymt ofta också begreppet LWD-material (*Large Woody Debris*). Nedfallna kvistar och grenar klassas vanligtvis som FWD-material medan trädstammar och rotmassor klassas som CWD- eller LWD-material.

Den storleksmässiga definitionen på CWD och LWD varierar från författare till författare, vilket försvårar jämförelsen mellan olika undersökningar. Materialets minsta diameter kan variera från 2,5 cm till 15 cm, och längden kan variera från 0,5 m till 2 m (Harmon et al. 1986). Enligt Harmon et al. (1986) bör allt vedartat material grövre än 2,5 cm räknas som CWD eller LWD. I de västra delarna av Nordamerika har man dock på senare år använt en storleksdefinition som innebär att materialet skall vara grövre än 10 cm och längre än 1 m för att det skall betraktas som LWD-material (Bilby & Ward 1989, Fausch & Northcote 1992). I föreliggande sammanställning används den senare definitionen på LWD, eftersom huvuddelen av den refererade litteraturen som behandlar död ved i vattendragen har sitt ursprung i de västra delarna av Nordamerika.



Figur 2. Vattensystem med indelning av vattendragsdelarna i vattendragsrang (Strahler 1957).

Ståndort och skogstyper

Med ståndort (växtplats) avses vanligen ett skogsmarksområde med enhetlig livsmiljö för växterna med avseende på klimat, markens egenskaper och tidigare skogsbruksmetoder. Inom ett avrinningsområde förekommer ofta flera olika ståndorter. Ett ståndortsanpassat skogsbruk syftar till att tillvarata den enskilda växtplatsens naturliga produktionsförmåga och biologiska kvaliteér, och innebär att varje delområde (ståndort) avverkas och förnygras med de metoder som bäst åstadkommer en god återväxt och en god avkastning.

I texten används begrepp som är relaterade till skogstyp och skogens ålder, t ex gammal skog, naturskog och produktionsskog (kulturskog). Dessa begrepp kan definieras på olika sätt och därför ges här en kortfattad förklaring vad som avses. Definitionen på gammal skog varierar mellan olika författare, men med gammal skog avses i nordamerika vanligtvis naturskog som är äldre än 200 år. I Sverige finns sådan naturskog endast i mycket begränsad omfattning och därför räknas i Sverige ofta all skog (även produktionsskog) äldre än 100 år som gammal skog. Med naturskog (urskog) avses vanligtvis mycket gammal skog (140-400 år) som ej har påverkats av avverkning eller gallring. Till produktionsskog räknas både planterad och naturligt förnygrad skog som har gallrats en eller flera gånger. Med hänsyn till utvecklingsgraden delas produktionsskogen ofta in i följande huggningsklasser; plant- och ungskog (röjningsskog), gallringsskog och slutavverkningsskog. Plant- och ungskogen är upp till

20 år gammal medan slutavverkningsskogen är mellan 70 och 140 år beroende på trädtyp och läge i landet. Med avverkningpåverkad skog avses skogsområden som har avverkats helt eller delvis en eller flera gånger, dvs skog som är 1:a, 2:a eller 3:e generationens skog efter 1:a avverkning.

Skogsdikning, markavvattning och markberedning

Skogsdikning kan beroende på syfte indelas i skyddsdikning, markavvattning och dikesrensning. Skyddsdikningen utförd på produktiv skogsmark för att hindra grundvattnet att stiga efter en slutavverkning och för att underlätta anläggningen av ny skog. Med markavvattning avses en dikning som utförs för att permanent sänka grundvattennivån i marken och som syftar till att höja markens produktionsförmåga för skogsproduktion. Med dikesrensning menar man arbete där slam, vegetation och nedrasat material tas bort utan att förändra dikets tidigare djup och läge. När dikesrensning utförs efter mycket lång tid bedöms åtgärden ofta som markavvattning.

Markberedning av den avvertrade ytan syftar till att hjälpa plantorna att överleva och växa bättre. Vid naturlig förnygring med fröträd är syftet att ge en bra grobädd för fröet. Beroende på marktyp används olika bearbetningsprinciper. Vanligtvis används fläckupptagning eller olika typer av hyggesharvning, men i Norrlands inland kan även hyggesplöjning förekomma inom begränsade ytor.

Strandmiljöernas ekologiska betydelse

Det är välkänt att strandmiljöerna har en stor betydelse för de mindre vattendragens struktur, funktion och produktion genom att vattendragen och deras avrinningsområden bildar funktionella enheter (Hynes 1975, Likens 1984, Minshall et al. 1985). En stor betydelse för vattendragens karaktär och ekologiska funktion har avrinningsområdets vegetation, geologi, topografi och hydrologiska regim (Naiman et al. 1992a). Särskilt strandzonerna och anslutande våtmarksområden utgör nyckelområden för vattendragens funktion och produktion (Corbett & Lynch 1985, Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1992a, Barling & Moore 1994). Strandzonerna i vattendragens övre delar utgör exempelvis källområden för avrinningsbildningen (Clinnick 1985, Petersen et al. 1987, Barling & Moore 1994).

Strandmiljöerna har en grundläggande betydelse för strömvattensystemen genom att de tar upp sediment- och näringsämnen från fastmarken, verkar utjämnande på flödes- och temperaturvariationerna i vattendragen, producerar organiskt material som sedan tillförs vattendragen, samt svarar för etablering och förekomst av lämpliga livsmiljöer för vatten- och marklevande organismer (Peterjohn & Correll 1984, Clinnick 1985, Pinay & Decamps 1988, Petts 1990, Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1992a, Lachavanne 1993, Large & Petts 1996). Strandmiljöernas unika egenskaper och ekologiska värden skapas genom en komplex samverkan mellan hydrologiska, geologiska/geomorfologiska och biologiska faktorer (Ward 1989, Gregory et al. 1991). Vattendragens starka koppling till förhållanden uppströms i avrinningsområdet medför dessutom att miljöförändringar längs de mindre vattendragen påverkar de större vattendragens funktion (Vannote et al. 1980).

En särskilt stor betydelse för vattendragens funktion har strandvegetationen (träd och buskar). Den har flera grundläggande funktioner som reglerar strömvattensystemens artsammansättning och produktion. Speciellt i de mindre skogsvattendragen (0,5-15 m breda) är den akvatiska produktionen starkt beroende av den omgivande strandvegetationens sammansättning och produktionsförmåga (Hawkins et al. 1982, Likens

1984, Naiman et al. 1988). Vegetationen utgör exempelvis både energikälla och stabilisator för strömvattensystemen genom tillförseln av organiskt material som löv och barr samt död ved (trädstammar och rotvärtor) (Schlosser & Karr 1981, Minshall et al. 1983, Gregory et al. 1987, 1989, 1991, Décamps et al. 1988, 1990, Naiman et al. 1988, Pinay et al. 1990).

Den biologiska produktionen i vattendragen drivs av två energikällor, dels av fotosyntesen och primärproduktionen hos växter (autoktont material) och dels av nedbrytningen av tillfört (allokton) organiskt material. I mindre skogsvattendrag (vattendragsrang 1-3) dominerar under orörda förhållanden de heterotrofa näringsskedjorna och energiflödet är starkt beroende av inflödet av organiskt material från omgivningen (Fisher & Likens 1973, Cummins 1974, Vannote et al. 1980). Dominansen av skalloktonproduktion beror dels på det stora tillskottet av organiskt material från omgivande vegetation, och dels på att primärproduktionen (huvudsakligen påväxtalger och mossor) är begränsad av trädens kraftiga beskuggning (Vannote et al. 1980, Connors & Naiman 1984, Cummins et al. 1984). De små strömvattensystemens viktigaste energibas är därför inflödet av organiskt material från strandvegetationen i vattendragens omgivning (Cummins 1974, Cummins et al. 1984, Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1992). I vattendrag av 1:a och 2:a rangen (ordningen) svarar detta material för 80-95% av tillskottet av organiskt kol (Connors & Naiman 1984). Med ökande vattendragsstorlek minskar dock strandvegetationens betydelse som organisk kolkälla och istället ökar primärproduktionens betydelse (Vannote et al. 1980, Cummins et al. 1984). I större vattendrag (5:e rangen eller högre) svarar exempelvis primärproduktionen (påväxtalger, mossor och högre vegetation) ofta för 85-95% av den tillförda mängden organiskt kol (Connors & Naiman 1984).

Det tillförda organiska materialet och produktionen av påväxtalger utgör viktiga energikällor för vattendragens bottenlevande och i förlängningen även för fisk. Förekomsten och nedfallet av död ved (kvistar och trädstammar) har dessutom en nyckelfunktion genom att det skapar ståndplatser för fisken

och ökar kvarhållningen (retentionen) av finpartikulärt organiskt material och lösta näringsämnen i vattendragen (Newbold et al. 1982, Bisson et al. 1987, Sullivan et al. 1987, Bilby & Ward 1989, Pinay et al. 1990, Franklin 1992).

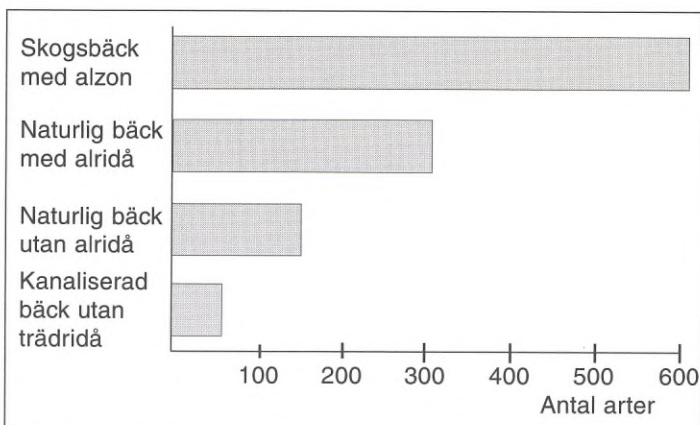
Strandvegetationens betydelse för strömvattnekosystemen kan sammanfattas i följande punkter:

- Utgör källa för inflödet av organiskt material till vattendragen. Det gäller främst fin- och grovpartikulärt växtmaterial men även löst organiskt material. Speciellt betydelsefullt är nedfallet av partikulärt växtmaterial som t ex löv, barr, kvistar och trädstammar.
- Reglerar ljusinflödet och kontrollerar därmed både vattentemperaturen och vattendragens primärproduktion (påväxtalger, mossor och högre vattenvegetation).
- Verkar utjämnande på avrinningens flödestoppar, samt sänker vattenhastigheten vid högvatten och stabiliserar vattendragens strandkanter så att erosion i vattenfåran och strandmiljön förhindras eller begränsas.
- Medverkar till att skapa överhäng och varierade bottenmiljöer i vattendragen som utgör skydd och substrat för olika organismer.
- Utgör sedimentfälla för oorganiskt och organiskt material från avrinningsområdet vid höga flöden.
- Tar upp och omsätter näringsämnen och organiskt material som tillförs från landmiljön och svarar för ett utbyte med vattenmiljön.
- Utgör födokälla för både bottendjur och fisk via nedfall av växtmaterial och insekter till vattendragen.
- Utgör en rik och varierad livsmiljö, samt spridningskorridor för växter och djur i landskapet.

Strandmiljöerna längs vattendragen präglas av processer som översvämning, uttorkning, erosion och sedimentation, vilket skapar en mycket variabel och mosaikartad miljö (Petts 1990, Pinay et al. 1990). Variationsrikedomen förstärks ytterligare av att strandzonerna utgör övergångszoner (s k ektoner) mellan den akvatiska och terrestra miljön och strandzonerna kännetecknas därför av gradienter i växt- och djursamhällena

såväl som i de ekologiska processerna (Petts 1990). Zoneringen är starkt kopplad till vattenståndsvariationerna i vattendragen och översvämningarnas frekvens och varaktighet är ofta styrande för vegetationens sammansättning (op cit.). Med tanke på att strandområdena ofta utgör utströmningsområden för grundvatten, permanent eller tillfälligt, är det dessutom viktigt att betrakta vattendragens strandzoner som tredimensionella zoner där interaktioner sker mellan terrestra och akvatiska system (Ward 1989, Gregory et al. 1991, Large & Petts 1996). Särskilt viktigt är detta i flacka vattendragsavsnitt med betydande sedimentavlagringar som bildar alluviala akvifärer, dvs grundvattenmagasin i vattendragstransporterat sand- och grusmaterial (Large & Petts 1996).

Strandvegetationen domineras ofta av snabbväxande lövträd (t ex klibbal (*Alnus glutinosa*) och knäckepil (*Salix fragilis*)) med hög produktionsförmåga, och som har en stor betydelse som föda och habitat för olika djursamhällen (Knopf et al. 1988, Petts 1990, Oliver & Hinkley 1987). Interaktionerna mellan de akvatiska och terrestra ekosystemen, den s k kanteffekten, medför att övergångszonerna ofta har en högre biologisk mångfald än omgivande ekosystem (Décamps et al. 1990, Risser 1990). Enligt Barth (1987) har även den akvatiska miljön en betydligt större biologisk mångfald när vattendragen omges av skog än när strandzonerna saknar träd (Figur 3).



Figur 3. Antal arter (växter och djur) i vattendrag med och utan trädbevuxna strandzoner (Barth 1987).

Avrinning och erosion

Strand- och våtmarksområdena längs de mindre vattendragen har en nyckelfunktion (reglerar) för avrinningsbildningen eftersom de utgör källområden för avrinningen (*Variabel Source Area Concept* enligt Hewlett & Hibbert 1967). Dessa områden har en avgörande betydelse för bildandet av flödestoppar vid kraftigare regn och snösmältning. Andelen av avrinningsområdet som bidrar till avrinningen i samband med flödestoppar varierar från mindre än 1% vid små flödestoppar upp till 50% vid extrema högvattensflöden (Hewlett 1982). De viktigaste processerna är därvid expansionen av vattenfåran, ytavrinningen på vattenmättad mark i utströmningsområden och markinfiltrationshastigheten i nära anslutning till dessa utströmningsområden (Lowrance et al. 1985). Vattentillskottet till flödestoppen blir i allmänhet svagare med ökat avstånd från vattendraget, men våtmarkerna utgör viktiga magasin för vattenflödet under en stor del av året (Holland et al. 1990). Strandvegetationen och angränsande våtmarker verkar därför dämpande på avrinningen och flödestopparna i vattendragen, speciellt i flacka partier av avrinningsområdet (Moring 1975, De Laney 1995, Robinson 1995).

I källflödesområdet och i vattendragens övre delar sker avrinningen huvudsakligen som ytligt grundvatten, men under vissa förhållanden kan avrinningen även omfatta djupare liggande grundvatten (s k basflöde). När de mindre vattendragen saknar sådant basflöde löper de stor risk att torka ut under sommarhalvåret. I vattendragens nedre delar ökar basflödesavrinningen och flödet blir mera stabilt. Vattendragens övre delar kännetecknas också ofta av en brant lutning med dominans av forssträckor och erosionsprocesser, medan de nedre delarna är mera flacka och domineras av långsamt strömmande avsnitt och transport- och sedimentationsprocesser. I vissa fall kan dock lutningen vara stor även i vattendragens nedre del. Det gäller exempelvis biflöden till större vattendrag som rinner genom lättroderade marktyper. En brant lutning hos vattendragen innebär en hög vattenhastighet och en stor eroderande kraft hos vattnet. Generellt gäller att vattenhastigheten och erosionspotentialen ökar med kvadratrotten på lutningen. En välutvecklad strandvegetation med träd och buskar minskar dock erosionsrisken genom att

den reducerar vattenhastigheten och stabiliserar strandkanterna vid högflödessituationer (Speaker et al. 1984, Hartman et al. 1987, Hemphill & Bramley 1989, Allan 1995). Vegetationen kontrollerar de fluviala erosions- och depositionsprocesserna även genom att nedfallen död ved i vattendragen bildar stabila strukturer i vattenfåran som bromsar vattenhastigheten, samt genom att strandvegetationen medverkar till en ökad deposition av sedimentmaterial i vattendragen och på stränderna (Hicken 1984, Gregory & Gurnell 1988).

Vattendragsavsnitt med övervägande snabbt strömmande vatten och stenig botten kännetecknas av en växling mellan forsar och lugnvatten. Enligt Leopold et al. (1964) täcker ett fors-lugnvattenavsnitt i vattendragen alltid en sträcka som motsvaras av 5-7 vattendragsbredder. Kvoten mellan den relativa längden av lugnvattensträckan, respektive forssträckan, som ligger inom detta fors-lugnvattenavsnitt varierar dock avsevärt. Kvoten används ofta för att ange vattendragens produktivitet, eftersom en dominans av forsande/strömmande avsnitt anses vara positiv för förekomsten av bottendjur och laxfiskar.

Strandzonernas upptag av sedimentpartiklar och näringsämnen

Strand- och våtmarksområdet närmast vattendragen tar upp och omsätter näringsämnen och finsediment vid uttransporten från avrinningsområdet till vattendragen (Schlosser & Karr 1981a, b, Lowrance et al. 1984a, b, Peterjohn & Corell 1984, Jacobs & Gilliam 1985, Pinay & Decamps 1988). Lösta näringsämnen, t ex nitratkväve och fosfatfosfor, transporteras från den högre omgivande marken till vattendragen huvudsakligen med grundvattenflödet (Lowrance et al. 1984a, Hornberger et al. 1994). Detta innebär att strandvegetationen och dess rotzon har en viktig funktion när det gäller upptaget och omvandlingen av lösta näringsämnen. Den allmänna uppfattningen är att utflödet av näringsämnen från terrestra till akvatiska ekosystem regleras av flödesvägarna för markens ytliga grundvatten och utbytet med markytan och vegetationen. Exempelvis indikerar hydrologiska data att grundvattenmättade områden, t ex våtmarksområden intill vattendragen, spelar en viktig roll i regleringen av vatten- och näringsämnestrans-

porten till vattendrag och sjöar (Hornberger et al. 1994, Boyer et al. 1996). Dessa studier har i skogslandskapet identifierat två mekanismer (*flushing and draining*) för flödet av näringsämnen från fastmarken till vattendragen (op cit.) Vid "*flushing*" dominerar ytvavrinningen som snabbt transporterar (tvättar) ut näringsämnen i det näringsrika övre jordlagret efter en period med näringsanrikning. Vid "*draining*" sker näringsämnestransporten via avrinning av djupare liggande grundvatten. Detta förekommer när snösmältning eller häftiga regn fyller på grundvattenmagasinet och transporterar näringsämnen från det övre marklagret ned till djupare liggande grundvattenströmmar som sedan sakta avrinner till vattendragen.

Flera studier har visat att upptaget i strandzonen signifikant kan förändra utflödet av sediment och näringsämnen till vattendragen vad gäller utflödets storlek, form och tidpunkt (Swanson et al. 1982, Lowrance et al. 1984a, b, Labroue & Pinay 1986, Cooke & Cooper 1988, Pinay & Décamps 1988, Cooper 1990, Gregory et al. 1991, Welsch 1991). Strandzonens upptag av sediment och näringsämnen regleras av tre primära processer: 1) Fysisk retention av sediment och sediment bundna näringsämnen (t ex fosfor), 2) aktivt upptag av lösta näringsämnen i vegetation och mikroorganismer och 3) absorption av näringsämnen till organiska och oorganiska jordpartiklar. En stor betydelse för strandzonens buffertfunktion och näringsupptag har vattennivåfluktuationerna i strandzonen, eftersom upptaget av finsediment och näringsämnen är störst när strandzonen översvämmas av vatten (Petersen et al. 1987). En välutvecklad strandvegetation ökar sedimentupptaget (Lowrance et al. 1986, Cooper et al. 1987a, Phillips 1989a, Welsch 1991). Enligt Whigham et al. (1986) har även förnalagret en stor betydelse för sedimentupptaget i strandskogen.

En mycket stor betydelse för upptaget av lösta näringsämnen (främst kväve) har även markens oxidations- och reduktionsförhållanden som varierar kraftigt med grundvattennivån i marken, både inom zonen och under året (Pinay & Décamps 1988). Denna variation är typisk för övergångszonerna mellan akvatisk och terrester miljö och påskyndar omsättningen av näringsämnen via mikrobiella och fysiska processer (denitrifikation, metanproduktion och fastläggning av fosfor).

Den primära mekanismen för kväveupptaget i strandzonen är denitrifikationen som drivs av nitratkväve i grundvattnet, närvaron av reducerande sediment och ett högt organiskt innehåll i marken (Pinay & Décamps 1988, Pautou & Décamps 1989, Décamps et al. 1990, Gregory et al. 1991).

Omvandlingen av kväve, via strandzonens mikrobiella processer, minskar i regel förekomsten av förhöjda kvävekoncentrationer i avrinningsvattnet (Nixon & Lee 1986, Gregory et al. 1991, Gilliam 1994). Denitrifikationen är i allmänhet större i lövträdsområden än i barrträdsdominerade områden (op cit.), och särskilt i jordbruksområden har strandzonens näringsupptagande förmåga en stor betydelse för vattenkvaliteten (Swanson et al. 1982, Lowrance et al. 1984a, b, Jacobs and Gilliam 1985, Haycock & Burt 1990, 1991, Petersen et al. 1990, 1992, Fustec et al. 1991, Osborne & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994). Näringsupptaget är i allmänhet positivt korrelerat till gränsszonens bredd och våtmarkernas ytandel av avrinningsområdet (Petersen et al. 1987 och 1992, Naiman et al. 1988, Décamps et al. 1990, Jaworski 1993).

Vattendragens ljusförhållanden, vattentemperatur och primärproduktion

I skogslandskapet är de mindre vattendragen i regel omgivna av träd som skuggar vattendragen och begränsar därmed ljusinstrålningen, vattentemperaturen och primärproduktionen i de mindre vattendragen (Barton et al. 1985, Beschta et al. 1987, Everest et al. 1987, Gregory et al. 1991). Trädens skuggande effekt varierar med områdets topografi och trädbeståndets sammansättning, täthet och ålder. Graden av beskuggning är också en funktion av vattendragets bredd och strandvegetationens omfattning (trädens storlek och utbredning relativt vattendragets storlek).

Solinstrålningen till de mindre skogsvattendragen (vattendragsrang 1-2) är ofta bara 1-3% av den tillgängliga solinstrålningen (Naiman & Sedell 1980, Naiman 1990). Detta medför att dessa karakteriseras av en låg och stabil vattentemperatur och en liten primärproduktion. För mellanstora vattendrag är det vanligt att strandskogen har luckor i krontäckningen, vilket medför att en större del (10-25%) av solinstrålningen når vattendragen och ökar primärproduktionen (Naiman et al. 1992a). I de mindre vattendragen

är normalt den dagliga temperaturvariationen oftast bara 2-6 °C medan säsongsvariationen kan vara 5-20 °C (Beschta et al. 1987). Saknas däremot strandvegetation kan vattentemperaturens dygnsvariation uppgå till 5-16 °C (op cit.).

Temperaturvariationerna är i regel mer uttalade i torra kontinentala områden än i havspåverkade områden med svala somrar och milda vintrar. Trots detta har brittiska studier i Wales och Skottland visat att vattendrag omgivna av öppna gräsmarker i månadsmedeltal har vattentemperaturer som är 1-4 °C högre under sommarhalvåret, och 1 °C lägre under vinterhalvåret, jämfört med vattendrag omgivna av granskog (Roberts & James 1972, Smith 1980, Weatherley & Ormerod 1990).

I skogsvattendragen domineras primärproduktionen i regel av påväxtalger och mossor, medan rotad högre vegetation förekommer i ringa omfattning (Cummins 1974). I flacka slättilandsvattendrag med liten beskuggning kan dock förekomsten av högre vegetation som långskottsväxter, bladvass och kaveldun vara betydande (Dawson & Haslam 1983).

Påväxtalgerna kan delas upp i två huvudgrupper; makroalger som är tråd- eller mattlika (t ex grönalger (Chlorophyta), blågröna alger (Cyanophyta) och rödalger (Rhodophyta)) och mikroalger (t ex kiselalger (Bacillariophyceae) och guldalger (Chrysophyceae)). Makroalgerna dominerar i flacka vattendrag med relativt stort ljusinsläpp medan mikroalgerna dominerar i skuggade vattendrag (ljusinsläpp mellan 1-50%) med något brantare lutning (Murphy & Meehan 1991). Trådalger som är den vanligaste typen av makroalger når oftast sin maximala biomassa på våren och försommaren i samband med ett högt men avtagande vattenflöde. Jämfört med trådalger har kiselalger en relativt liten biomassa (ofta maximum på hösten), men deras produktion är mycket större och den dagliga nettoproduktionen under sommarhalvåret kan uppgå till 200-650 mg C/m² (Murphy & Meehan 1991).

Vattendragens tillförsel av organiskt material

Vattendragen tillförs organiskt material från den omgivande strandskogen i form av trädstammar, grenar, kvistar, löv, barr och löst organiskt material. Det partikulära materi-

alet (FPOM, CPOM och LWD) tillförs vattendragen både genom direkt nedfall i vattenfåran och indirekt genom att det i strandskogen nedfallna materialet transporteras till vattendraget via ytavrinning och markerosion vid höga vattenflöden (Gregory et al. 1991). Det lösta materialet når vattendragen via mark- och grundvattenavrinningen, och domineras vanligtvis av humusämnen i olika nedbrytningsstadier. Studier i mindre avrinningsområden indikerar att 40-75% av vattendragens årliga omsättning av organiskt kol härstammar från löst organiskt material medan 25-60% är partikulärt organiskt material (Cummins 1979). Vanligtvis svarar grovdetritus (CPOM) som löv, barr etc och finpartikulärt material (FPOM) för mer än hälften av inflödet av partikulärt material medan resterande del utgörs av död ved i form av nedfallna trädstammar (LWD) (op cit.).

Tillförseln av grovdetritus (CPOM) och finpartikulärt (FPOM) material

Nedfallet av löv, barr och kvistar (CPOM) sker vanligtvis från en relativt smal zon (10-15 m) närmast vattendraget och kan uppgå till 0,3-1,5 kg torrsvikt/m² och år (Fisher & Likens 1973, Anderson & Sedell 1979, Connors & Naiman 1984, Murphy & Meehan 1991). Nedfallet av grovpartikulärt organiskt material minskar med ökad vattendragsbredd och minskad krontäckning (Bird & Kaushik 1981, Connors & Naiman 1984). I vattendragens övre delar domineras det partikulära inflödet av CPOM men ju längre nedströms man kommer desto större blir andelen FPOM. Enligt Connors & Naiman (1984) avtar det direkta nedfallet av löv, barr och kvistar exponentiellt med ökande vattendragsrang (Figur 4).

I lövskogsområden kan lövnedfallet på hösten utgöra mer än 80% av de mindre vattendragens CPOM-tillskott, men i barrskogsområden svarar också barr, kottar och kvistar från barrträd för ett betydande tillskott (Connors & Naiman 1984). Blad från buskar och lövträd har dock ett högre näringsvärde för de strömlevande bottendjuret än de mer svårnedbrytbara barren och kottarna från gran och tall (Anderson & Sedell 1979, Triška et al. 1982, Gregory et al. 1991). Trots att nedfallet av löv bara sker under en begränsad tidsperiod så svarar lövträdsbestånden på årsbasis för ett större nedfall av organiskt material till vattendragen än barrträden.

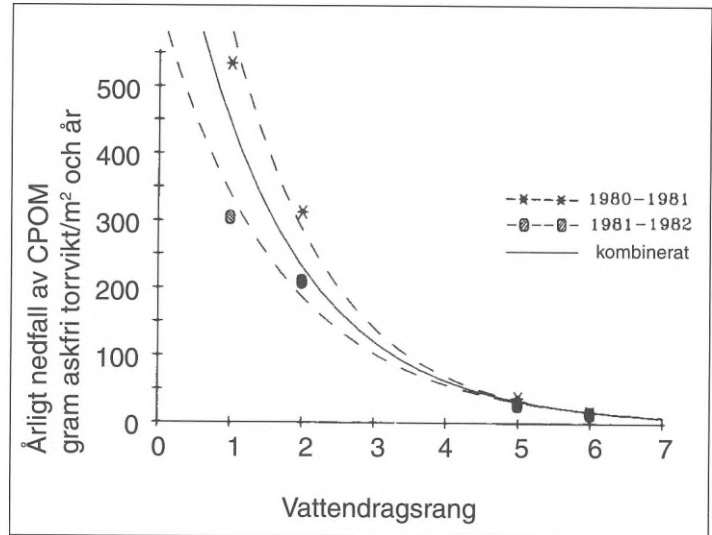
Barrträdens bidrag av organiskt material till vattendragen är dock mera jämnt fördelat över året (Gregory et al. 1987 och 1991). I medelstora och ännu större vattendrag (>20 m breda) är det direkta nedfallet av CPOM betydligt mindre och uppgår vanligen endast till 10-40 g/m² och år (Karlström 1978, Connors & Naiman 1984).

Betydelsen av död ved (LWD) för strömvattensystemen

Den växande skogens produktion av död ved har en grundläggande betydelse för strömvattensystemens funktion (Swanson et al. 1976, Sedell et al. 1984, Bisson et al. 1987, Gregory et al. 1991, Franklin 1992, Naiman et al. 1992a). Nedfallet av död ved bildar exempelvis strukturer som skapar höljor och dammar och ökar därmed retentionen av partikulärt oorganiskt och organiskt material (Swanson et al. 1976, Swanson & Lienkaemper 1978, Bilby & Likens 1980, Bilby 1981, Speaker et al. 1984, Bilby & Ward 1989). Förutom en ökad retention av partikulärt material erhålls också en ökad habitatdiversitet och en ökad stabilitet hos vattenfåran och strandkanterna (Bisson et al. 1987, Naiman et al. 1992a).

Den döda vedens betydelse för vattendragens funktion och stabilitet varierar med vattendragens storlek och vattendragssträckans läge i avrinningsområdet (Richmond & Fausch 1995). Små vattendrag (vattendragsrang 1-3) har i allmänhet en större andel nyligen nedfallen död ved än stora vattendrag (Robison & Beschta 1990). Betydelsen av nedfallen död ved är störst i små till medelstora vattendrag (Bilby & Ward 1989, 1991). I dessa vattendrag (vattendragsrang 1-4) ökar i regel betydelsen av nedfallen död ved (LWD) med ökad vattendragsstorlek (Bilby & Ward 1991), och LWD-materialet har ofta en avgörande betydelse för vattendragens funktion och produktion (Murphy et al. 1984, Pinay et al. 1990, Gregory et al. 1991, Franklin 1992). LWD-materialets betydelse minskar nedströms i vattensystemen när vattendragen blir större och bredare (Harmon et al. 1986).

Den nedfallna veden bildar strukturer i vattendragen som styr undan vattenflödet eller tar upp vattnets rörelseenergi, ofta så att strandkanterna skyddas från kraftig erosion. I små branta skogsvattendrag medverkar LWD-materialet till att en trappstegsformad gradient bildas, där långa avsnitt med



Figur 4. Årligt direkt nedfall av CPOM som funktion av vattendragsrang i First Choice Creek, Beaver Creek, Muskrat River och Matamek River. Exponentiell regression: 1980-81; $y=1191 e^{-0,713x}$ ($r^2=0,99$), 1981-82; $y=616 e^{-0,598x}$ ($r^2=0,99$), båda åren; $y=856 e^{-0,598x}$ ($r^2=0,98$) (Connors & Naiman 1984).

liten lutning avgränsas av relativt korta fall eller forsar (Grant et al. 1990). Detta minskar erosionen av vattendragsbädden och strandkanterna och därmed även uttransporten av sediment och partikulärt organiskt material.

Huvuddelen (59%) av det nedfallna LWD-materialet är associerat med bildandet av höljor, men en stor andel (26%) är också kopplad till förekomsten av dammar (O'Connor & Ziemer 1989). En ökad förekomst av LWD ökar både höljornas frekvens och variationen i höljornas djup (op cit.). Flera studier har visat att i små vattendrag är huvuddelen (ca 75%) av de bildade höljorna skapade av LWD-material (Heifets et al. 1986, Andrus et al. 1988, Bilby & Ward 1989, 1991, Fausch & Northcote 1995).

Med minskande vattendragslutning ökar den strukturella betydelsen av LWD (Bilby & Ward 1991). Speciellt i flacka vattendrag med stora skillnader mellan högvattensflöden och lågvattensflöden har LWD-materialet en stor betydelse för skapandet av höljor och ståndplatser för fisken (Andrus et al. 1988, Carlson et al. 1990). I vattendrag med brant lutning har LWD-materialet en mindre betydelse eftersom bottenstrukturer där redan tidigare är heterogent.

I anslutning till det nedfallna LWD-materialet bildas dammar av grenar och kvistar (FWD) som håller kvar löv och barr och mera finpartikulärt organiskt material, vilket även ökar retentionen (uppehållstiden) av löst organiskt material och lösta näringsämnen (Swanson et al. 1976, Bilby & Likens 1980, Gregory et al. 1991). Eftersom löv och andra växtrester utgör en viktig näringskälla för bottenjuren i de mindre vattendragen verkar en ökad uppehållstid för organiskt material och näringsämnen i vattendragen också allmänt produktionshöjande (Cummins et al. 1984, Naiman et al. 1992a). Under opåverkade förhållanden med en riklig förekomst av död ved och risdammar är de mindre vattendragen mycket effektiva att hålla kvar nedfallet material och bryta ned det. Löv som faller ned transporteras ofta bara en sträcka från några tiotals meter upp till en kilometer nedströms innan de har brutits ned till löst och finpartikulärt organiskt material (Speaker et al. 1984). Andra faktorer som styr retentionen av organiskt material är bl a vattendragets lutning, bottenstruktur (material) och strändernas flikighet (Speaker et al. 1984).

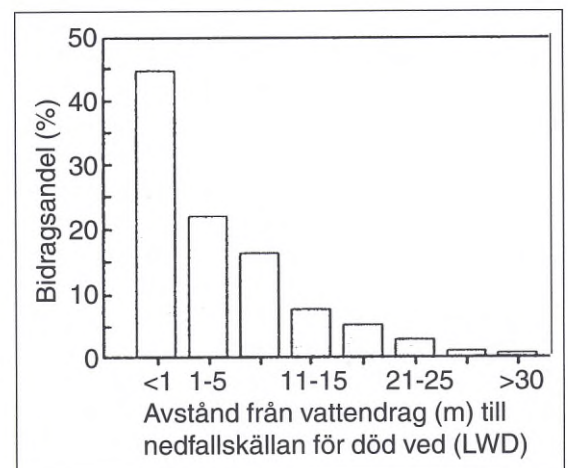
Tillförseln av död ved (LWD) till vattendragen

I tempererade områden i nordamerikas skogsområden har man uppmätt ett nedfall av död ved mellan 120 och 30 000 kg/ha och år (Harmon et al. 1986). I allmänhet svarar barrträd för ett större nedfall än lövträd (op cit.), men nedfallet varierar kraftigt mellan olika barrträd. Barrträd som svarar för en stor mängd nedfallen död ved är framför allt olika sorters gran (t ex *Picea*, *Pseudotsuga*, och *Abies*), medan nedfallet från träd som tall (*Pinus*) och redwood (*Sequoia*) är betydligt lägre (Harmon et al. 1986, O'Connor & Ziemer 1989). Enligt Andrus et al. (1988) kan äldre (>100 år) barrträdsbestånd producera 1-2 m³ död ved/100 m² och år. För barrträd ökar produktionen med stigande ålder medan lövträden har sitt produktionsmaximum (1-1,5 m³/100 m² och år) vid 60 år (op cit.). En gallrad produktionskog (brukad skog) producerar i allmänhet en mindre mängd LWD än en naturskog (Silbee & Larson 1983, Bisson et al. 1987, Flebbe & Dolloff 1995).

Storleken på det direkta nedfallet av död ved (LWD) till vattendragen är ej studerad i samma omfattning som nedfallet till skogsmark, men enligt uppgifter redovisade av

Harmon et al. (1986) har mindre vattendrag i Oregon ofta ett nedfall mellan 2 000 och 8 800 kg/ha och år. Denna nedfallsmängd motsvarar nedfallet i en gammal skog. I begränsade områden och i vissa situationer som vid kraftig vindfällning, erosion eller jordskred i vattendragens närhet kan mängden nedfallen ved till och med vara högre än genomsnittet för omgivande fastmark. När vattendragens bredd blir större än de omgivande trädens höjd minskar nedfallsmängderna snabbt och är i regel betydligt lägre än i närliggande fastmarksområden. Vindfallen, strandbankserosion och trädens åldrande är de processer som svarar för huvuddelen av vattendragens tillskott av LWD-material (Murphy & Koski 1989, O'Connor & Ziemer 1989).

I vattendrag med orörd strandskog ökar ofta ackumuleringen av LWD-material i vattendragen med tilltagande ålder på träden. Inflödet och ackumulationshastigheten varierar också med vattendragets storlek, lokala förhållanden och typ av vegetation. I allmänhet är nedfallet störst i de mindre vattendragen och minskar med ökande vattendragsstorlek (Bilby & Ward 1989, 1991). Ofta svarar barrträden för huvuddelen av LWD-nedfallet i vattendragens biflöden medan lövträdsinslaget är större i huvudvattendragen (Andrus et al. 1988). Nedfallet av död ved omfattar vanligtvis en zon vars bredd motsvaras av längden på de större träden närmast vatten-



Figur 5. Avstånd från vattendrag till nedfallskällan för död ved (LWD) för vattendrag i Alaska. Staplarna anger bidragsandelen för varje givet avstånd från vattendraget (Murphy & Koski 1989).

dragen. Huvuddelen av det nedfallna LWD-materialet har sitt ursprung inom en 30 m zon på vattendragets båda sidor (Bottom et al. 1983, McDade 1987, Murphy & Koski 1989, McDade et al. 1990). Enligt Murphy och Koski (1989) hör 90% av det nedfallna LWD-materialet från denna zon (Figur 5).

Naturlig förekomst av död ved (LWD) i vattendragen

Förekomsten av död ved i vattendragen är mycket variabel och varierar kraftigt med det omgivande trädbeståndets täthet, artsammansättning och trädens ålder. Ofta föreligger det ett positivt samband mellan LWD-mängden i vattendragen och de omgivande trädbeståndens täthet (Long 1987, Bilby & Wasserman 1989). Av gjorda studier framgår också att vattendrag som rinner genom naturskog eller mycket gammal produktionskog innehåller betydligt mera LWD än vattendrag som rinner genom relativt ung (50-100 år) produktionskog (Silsbee & Larson 1983, Harmon et al. 1986, Bisson et al. 1987, O'Connor & Ziemer 1989, Flebbe & Dolloff 1995). Exempelvis redovisar Silsbee och Larson (1983) en fyra gånger större LWD-förekomst i vattendrag omgivna av orörd skog än i vattendrag omgivna av mark vars skog hade avverkat 50 år tidigare. Avverkningspåverkade vattendrag har också LWD-material med mindre storlek (både kortare och smalare) än vattendrag omgivna av gammal skog (Ralph et al. 1994, Richmond & Fausch 1995). LWD-förekomsten i vattendragen anges van-

ligen som mängd per ytenhet, men mängdmåttet varierar och mängden kan anges som medelvolum ($m^3/100 m^2$ eller m^3/ha), medelbiomassa (kg/m^2) och medeltäthet (antal LWD-bitar/ $100 m^2$) eller som medelantal per vattendragslängd (antal LWD-bitar/m eller antal LWD-bitar/ $100 m$).

I nordamerikanska vattendrag har man uppmätt LWD-förekomster som i volym räknat varierar mellan 30 till 1 520 m^3/ha eller 0,3 till 28,2 $m^3/100 m^2$ (Murphy et al. 1979, Harmon et al. 1986, Murphy et al. 1987, O'Connor & Ziemer 1989). Förekomsten av LWD är i allmänhet störst i de minsta vattendragen och minskar med ökad vattendragsstorlek. I små vattendrag omgivna av äldre skog kan den ackumulerade LWD-biomassan i vissa områden uppgå till mer än 40 kg/m^2 medan biomassan i större vattendrag är betydligt lägre, vanligtvis bara 1-5 kg/m^2 (Harmon et al. 1986, Bisson et al. 1987). Små till medelstora vattendrag i Nordamerika har vanligen en förekomst av död ved som varierar från 1 till 15 kg/m^2 (Anderson et al. 1978, Swanson & Lienkaemper 1978). Biomassor mellan 1-76 kg/m^2 har uppmätts (Tabell 1).

Den uppmätta medeltätheten (antal/ytenhet) varierar mellan 0,3 och 17 LWD-bitar/ $100 m^2$ (Bilby & Ward 1989, Murphy & Koski 1989, Fausch & Northcote 1992, Ralph et al. 1994, Flebbe & Dolloff 1995). I medelantal per vattendragslängd anges förekomster mellan 3 och 70 bitar/ $100 m$ (Bilby 1988, Bilby & Wasserman 1989, Fausch & Northcote 1992) (Tabell 2).

Tabell 1. Uppmätt biomassa och volym för LWD-material i nordamerikanska vattendrag omgivna av gammal opåverkad skog.

Område	Skog (Trädslag)	Biomassa (Kg/m^2)	Volym ($m^3/100 m^2$)	Referens
British Columbia	Douglasgran, Hemlockgran, Lönn, Thuja och Rödal	2-45	1,2-15,2	Fausch & Northcote 1992
Oregon	Douglasgran Douglasgran	39-76 10-15	7,8-15,2 0,1-28,2	Murphy 1979 Swanson & Lienkaemper 1978 Harmon et al. 1986
Washington	Hemlockgran och Sitkagran	20-44	4,0- 8,8	Grette 1985
Alaska	Hemlockgran och Sitkagran	3-13 2-54	0,6- 2,3 0,3-10,9	Swanson et al. 1984 Murphy et al. 1987
Colorado	Engelmanngran	-	3,9- 7,9	Robison & Beschta 1990
Georgia	Cypress	-	0,9- 2,5	Richmond & Fausch 1995
		7- 8	1,5- 1,7	Wallace & Benke 1984

Tabell 2. Förekomst (medeltäthet/frekvens) av LWD-material (död ved) i nordamerikanska vattendrag omgivna av gammal skog (North Carolina (Appalacherna), Västra Washington, British Columbia och Alaska). N = antal LWD-bitar.

Område	V-drags-rang	V-drags-bredd (m)	Lutning (%)	Genomsnittlig LWD-förekomst		Referens
				N/100 m	N/100 m ²	
Appalacherna ¹	2	4,2	4,6	21	4,9	Flebbe & Dolloff 1995
Appalacherna ²	3	4,6	5,8	11	2,4	Flebbe & Dolloff 1995
Appalacherna ³	2-3	4,8	4,7	1	0,3	Flebbe & Dolloff 1995
V. Washington ¹	2-3	<7	-	51	-	Bilby & Ward 1989
V. Washington ¹	3-4	7-10	-	33	-	Bilby & Ward 1989
V. Washington ¹	4-5	>10	-	14	-	Bilby & Ward 1989
V. Washington ^{4a}	2-4	4-12	1,1-8,4	20	-	Ralph et al. 1994
V. Washington ^{4b}	2-4	3-16	0,4-11	17	-	Ralph et al. 1994
V. Washington ¹	2-4	4-19	0,7-10,4	24	-	Ralph et al. 1994
British Columbia ^{5a}	-	5-6	1,5-4,1	3	0,5	Fausch&Northcote 1992
British Columbia ^{5b}	-	3-4	1,5-4,0	11	3,2	Fausch&Northcote 1992
British Columbia ¹	-	2-3	0,5-1,2	42	17,0	Fausch&Northcote 1992
Sydöstra Alaska ¹	2-3	8-11	1-3	31	3,3	Murphy & Koski 1989
Sydöstra Alaska ¹	3-5	15-30	0,4-1	35	1,5	Murphy & Koski 1989
Sydöstra Alaska ¹	1-2	5-9	1,6-2,5	30	5,0	Robison & Beschta 1990
Sydöstra Alaska ¹	3-4	13-25	0,8-1,1	38	2,1	Robison & Beschta 1990
Colorado ¹	1-2	4-8	0,4-6,4	42	1,3	Richmond& Fausch 1995
Colorado ¹	3	4-10	2,2-3,0	47	1,6	Richmond& Fausch 1995

1) Naturskog/barrträd

2) Naturskog/lövträd

3) 2:a generationens lövskog

4a) Intensiv avverkning, 2:a eller 3:e generationens blandskog

4b) Måttlig avverkning, 2:a generationens blandskog

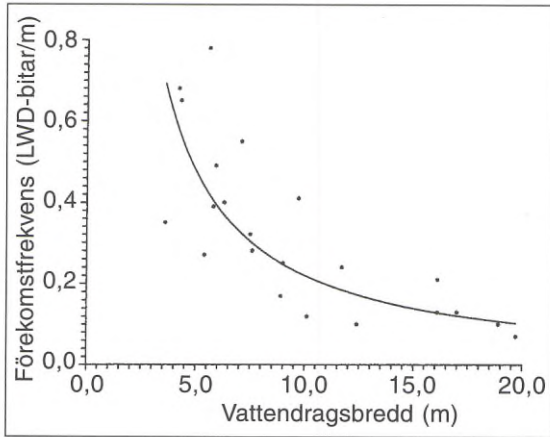
5a) 2:a generationens lövskog, rensad fåra

5b) 2:a generationens barrskog

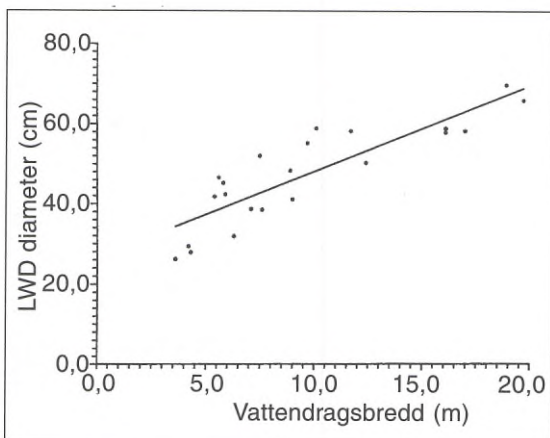
Även materialets sammansättning och struktur varierar med vattendragets storlek. Bilby (1988) undersökte LWD-förekomsten i små till medelstora vattendrag (vattendragsrang 2-5) i Washington och fann att den genomsnittliga diametern, längden och volymen hos LWD-materialet ökade med ökad vattendragsstorlek medan förekomstfrekvensen (antal per ytenhet) minskade (Figur 6 och 7). Liknande resultat redovisar Robison och Beschta (1990) och Richmond och Fausch (1995). I allmänhet är också ackumuleringen av finare partikulärt organiskt material i anslutning till LWD-strukturerna lägre vid större vattendragsstorlek (Bilby 1988, Bilby & Ward 1991).

I de mindre vattendragen är trädmaterialet ofta slumpmässigt fördelat och ligger kvar där det föll ned (Naiman et al. 1992a,

Richmond & Fausch 1995). I större vattendrag sker däremot en omfördelning av materialet så att LWD-ackumulationer bildas inom vissa avgränsade områden i vattendraget. I medelstora vattendrag kan materialet bilda ackumulationer tvärs över vattendraget och i ännu större vattendrag ansamlas materialet ofta uppströms öar och i meanderande partier av vattendraget (Lienkaemper & Swanson 1987, Richmond & Fausch 1995). Naturligt bildade LWD-strukturer kan ligga kvar i vattendragen i mer än 50 år (Naiman et al. 1992a), eftersom nedbrytningen av LWD-materialet sker mycket långsamt och är direkt relaterad till diametern (Murphy & Koski 1989). Murphy och Koski (1989) fann exempelvis vid undersökningar i Alaska att död ved med en diameter >30 cm hade en ålder högre än 120 år. Enligt Triska (1984) kan



Figur 6. Sambandet mellan vattendragsbredd och förekomstfrekvensen av LWD (antal LWD-bitar/m) i sydöstra Washington. Kurvan har ekvationen: $\log^{10} \text{ frekvens} = \log^{10} \text{ bredd} + 0,46$ ($r^2 = 0,68$) (Bilby 1988).



Figur 7. Sambandet mellan vattendragsbredd och medeldiameter hos LWD-materialet i sydöstra Washington. Linjen har ekvationen: $\text{diameter} = 2,14 * \text{bredd} + 26,43$ ($r^2 = 0,76$) (Bilby 1988).

bildade LWD-dammar kvarstå under en period av 80-150 år om miljöförhållandena är stabila. I en instabil miljö kan dammarna vara borta redan efter 4 år (Lisle 1986).

Bottenfauna och fisk

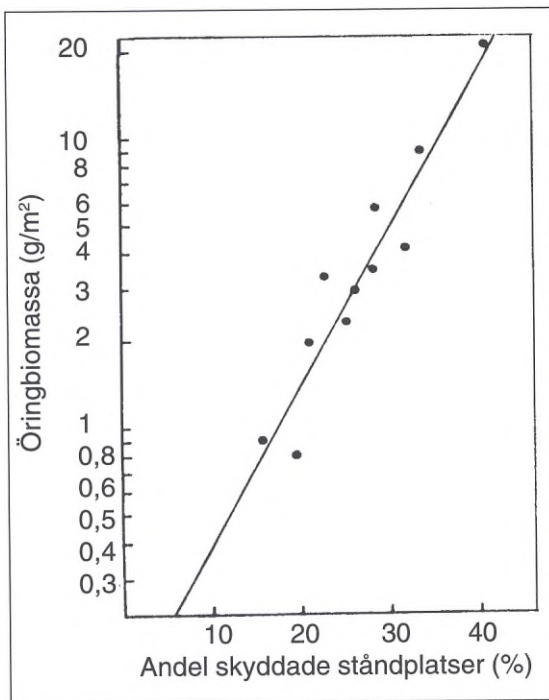
Strandvegetationens sammansättning och utbredning reglerar i stor utsträckning förekomsten av strömvattenlevande bottendjur och fisk. Strandvegetationens lövnedfall utgör exempelvis födobas för många bottendjur och strandvegetationens sammansättning styr därför bottenfaunasamhällets artsam-

mansättning (Vannote et al. 1980). Bottenfaunan brukar delas upp i funktionella grupper beroende på typen av födoingtag (Cummins 1974, Cummins & Merritt 1984, Cummins et al. 1984). Exempel på sådana funktionella grupper är fragmenterare/delare (*shredders*), samlare (*gathering collectors*), filtrerare (*filtering collectors*), betare (*herbivores*) och rovdjur (*predators*). Strandvegetationens utbredning och artsammansättning avgör vilken funktionell grupp som dominerar. I vattendragens övre delar (vattendragsrang 1-3) utgör fragmenterarna en viktig grupp (Cummins et al. 1989). Fragmenterarna, som fragmenterar löv och barr till mindre partiklar, kan utgöra mer än 30% av bottenfaunasamhället i vattendragens övre skogsklädda delar (Hawkins & Sedell 1981, Minshall et al. 1983). Bottendjursfamiljer med fragmenterande arter är Limnephilidae och Lepistomatidae (Trichoptera), Nemouridae och Peltoperlidae (Plecoptera), samt Tipulidae (Diptera).

En annan funktionell grupp som är vanligt förekommande i vattendragens övre delar är samlare som lever av finpartikulärt organiskt material (Cummins 1974, Cummins et al. 1989). Till denna grupp hör fjädermygglarver (Chironomidae) inom underfamiljerna Chironominae, Orthocladinae och Diamesinae. Även flera dagsländelarver (Ephemeroptera) är samlare, bl a arter inom familjerna Siphonuridae, Baetidae och Caenidae. Längre nedströms i vattendragen (vattendragsrang 4-6) ökar förekomsten av betare som lever av fastsittande alger, samt förekomsten av filtrerare som lever av driftande alger. Båda grupperna gynnas av ett ökat ljusinflöde och en ökad produktion av påväxtalger i vattendragen. Förekomsten av dessa är därför betydligt större i öppna vattendragsavsnitt än i kraftigt skuggade avsnitt (Vannote et al. 1980, Hawkins & Sedell 1981). Till gruppen betande bottendjur hör t ex snäckor inom familjen Ancyliidae, nattsländelarver inom familjen Glossosomatidae, skalbaggs-larver inom familjen Elmidae, samt dagsländelarver inom familjen Heptagenidae. Filtrerande bottendjur är knottlarver (Simuliidae) och vissa nattsländelarver bl a familjen Hydropsychidae.

Strandvegetationen reglerar också fiskförekomsten, dels genom sin påverkan på bottendjursproduktionen (utgör födoresurs för fisken) och dels genom att nedfallet av död

ved och annat grövre trädmateriale skapar en mer variabel miljö i vattendraget. De fysiska bildningarna, t ex höljor och dammar i anslutning till den nedfallna trädmaterialet, har särskilt stor betydelse för laxfiskarnas tillväxt och överlevnad (Bisson et al. 1987, Sullivan et al. 1987). Död ved i form av nedfallna trädstammar och rotvälter gynnar laxfiskarna i alla livsstadier, skapar ståndplatser för födosök och ger skydd vid höga flöden under höst, vinter och vår (Bisson et al. 1987, Shirvell 1990). Trädmaterialet skapar platser med strömlä och skugga. Enligt Shirvell (1990) väljer laxfiskungarna ståndplatser utgående från vattenhastighet och möjlighet till skydd mot direkt infallande ljus. Det föreligger i regel ett positivt samband mellan öringförekomsten och tillgången på skyddade ståndplatser (Figur 8).



Figur 8. Sambandet mellan andel (%) skyddade ståndplatser och öringbiomassa i elva olika undersökningsområden (Modifierad från Wesche 1974).

Enligt Wesche et al. (1987) kan fiskens skyddade ståndplatser delas upp i tre huvudtyper: 1) Blockig botten med vattendjup större än 15 cm, 2) överhängande eller inskurna strandkanter, överhängande vegetation och nedfallen död ved med en diameter större än 10 cm där vattendjupet är större än 15 cm, och 3) djupa höljor med ett vattendjup större än 45 cm. Tillgången på överhängande eller överliggande skydd var bäst korrelerad till laxfisktätheten (op cit.).

Strandvegetationen och nedfallet av död ved har ofta en större betydelse för fiskproduktionen i flacka och breda vattendragsavschnitt än smala och grovblockiga avschnitt med brant lutning (Hawkins et al. 1983, Moore & Gregory 1989). Inom flacka sandiga partier av vattendragen kan exempelvis förekomsten av LWD-material vara helt avgörande för fiskens produktionsnivå (Hawkins et al. 1983).

Enligt en habitatmodell utvecklad av Maridet och Souchon (1995) är fiskförekomsten ofta lägre än jämförvärdet på avschnitt där vegetation saknas, men högre än jämförvärdet när vegetationen är välutvecklad. Deras habitatmodell är baserad på bottensubstratets sammansättning och struktur. På branta och grovblockiga avschnitt ökar däremot algproduktionens betydelse för fiskförekomsten och i vissa fall kan fiskproduktionen vara högre på solbelysta avschnitt jämfört med beskuggade vattendragsavschnitt (Murphy et al. 1981, Hawkins et al. 1983, Tschaplinski & Hartman 1983, O'grady 1993).

Produktionen av fisk och bottendjur är också i hög grad beroende av strandzonens flikighet. Inom vattendragssträckor där vattendraget är nedskuret i terrängen eller rinner mera linjärt genom landskapet är fisktätheten ofta lägre än i slingrande (meandrande) avschnitt med hög strandflikighet eller där vattendragen delar upp sig i flera vattenfårar, s k kvillområden (Gregory et al. 1991). Moore och Gregory (1989) uppmätte också en högre täthet av öring i breda och flacka vattendragsavschnitt än i smala vattendragsavschnitt i ett 4:e rangens vattendrag i Oregon. I de bredare avsnitten hade strandvegetationen ett större inflytande på fiskförekomsten samtidigt som bottensubstratet var mera komplext i sin sammansättning (op cit.).

Strandmiljöerna utgör källområden för inflödet av löst och partikulärt organiskt material till vattendragen och svarar därmed för huvuddelen av de mindre vattendragens energitillskott.

Huvuddelen av vattendragens tillförsel av grovpartikulärt organiskt material kommer från en 10-15 m bred zon närmast vattendragen, med undantag för nedfallet av död ved som omfattar en upp till 30 m bred zon. Tillförseln av död ved har en grundläggande betydelse för vattendragens funktion genom att voden bildar stabila strukturer som ökar retentionen av organiskt material och begränsar erosionen i vattendraget.

Strandvegetationen reglerar dessutom ljusinflödet, vattentemperaturen och primärproduktionen i vattendragen. Vegetationen verkar också utjämnande på avrinningens flödestoppar och utgör sedimentfälla vid höga flöden samt tar upp och omsätter näringsämnen från den terrestra miljön.

Strandvegetationens omfattning och sammansättning har en stor betydelse för förekomsten av bottenfauna och fisk i vattendragen. Lövnedfallet utgör exempelvis födobas för många bottendjur och nedfallet av död ved skapar ståndplatser och gömslen för fisk.

Genom regelbundna översvämningar och kantzoneffekter mot fastmarken utgör strandmiljöerna dessutom en rik och varierad livsmiljö för landlevande och semiakvatiska växter och djur.

Skogs- och jordbrukets påverkan på vattendragen och strandmiljöerna

I skogslandskapet har framförallt skogsavverkningar och efterföljande skyddsdikning och markberedning påverkat strömvattenekosystemen och deras strandmiljöer. Även åtgärder som anläggning av skogsbilvägar, gödsling och markavvattning har påverkat och påverkar fortfarande dessa miljöer. Dessutom har många större vattendrag påverkats av flottning och flottledsrensningar.

I jordbrukslandskapet har den omfattande odlingsverksamheten medfört utdikning och eliminering av våtmarker och strandmiljöer. Det intensiva åkerbruket har dessutom kraftigt förändrat avrinningen, utflödet av näringsämnen och erosionsmaterial till vattendragen.

I de flesta fall har skogs- och jordbrukets påverkan reducerat vattendragens och strandmiljöernas biologiska produktion och mångfald. Övergången till ett ståndortsanpassat skogsbruk och begränsningar av hyggesstorleken har dock under senare år minskat skogsbrukets miljöpåverkan.

Skogsbrukets påverkan

Skogsbrukets inverkan på strömvattenekosystemen har belysts i flera övergripande sammanställningar (Ramberg 1976, Lynch et al. 1977, Graynoth 1979, Eckerberg 1981, Borman & Likens 1985, Gregory et al. 1987, Campbell & Doeg 1989, Freedman 1989 och Chamberlin et al. 1991). Dessa översikter har visat att kalavverkning, markberedning och dikning i vattendragens närhet medför förändringar i vattendragens avrinning, vattentemperatur, vattenkvalitet, bottensubstrat och mängden organiskt material, vilket sedan genom direkta och indirekta effekter påverkar både bottensubstrat och biota. Påverkansgraden har varierat kraftigt med åtgärdernas omfattning, klimat, jordart, marklutning och lokala förhållanden i övrigt. I följande avsnitt redovisas både de viktigaste påverkansstyperna och de biologiska effekterna.

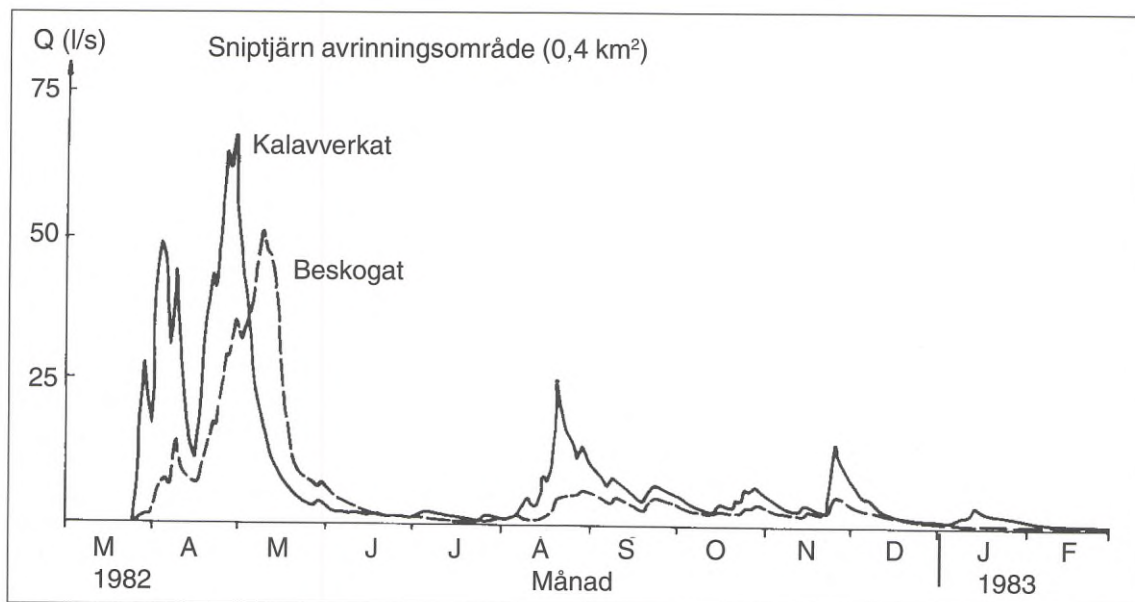
Påverkan på avrinning och högvattenflöden

Det är väldokumenterat i ett stort antal studier att kalavverkning ökar både den totala vattenavrinningen och flödestopparnas stor-

lek i de mindre vattendragen de närmaste åren efter avverkning (Hibbert 1967, Harr & McCorison 1979, Bosch & Hewlett 1982, Grip 1982, Hewlett & Doss 1984, Rosen 1982, 1984, Golding 1987, Seuna 1982, 1988, Brandt et al. 1988, Lundin 1994).

I tempererade områden med hög nederbörd året runt, t ex östra USA, har avrinningsökningen i regel varit mest uttalad under vegetationens tillväxtperiod (sommarhöst) och mindre markant under andra tider av året (Eschner & Larmoyeux 1963, Hornbeck et al. 1993). I Sverige och Finland har avrinningsökningen vanligtvis varit mest uttalad i samband med flödestoppar vid snösmältning på våren och regn på hösten (Grip 1982, Rosen 1984, Brandt et al. 1988, Seuna 1988, Lundin 1994). I Sverige har man uppmätt ökning i årsavrinningen med 10-100% de första åren efter avverkning (Grip 1982, Rosén 1984, Lundin 1994). Ett flertal nordamerikanska studier har redovisat avrinningsökningar i samma storleksordning (Eschner & Larmoyeux 1963, Hibbert 1967, Moring 1975, Bosch & Hewlett 1982, Harr 1983, 1986, Berris & Harr 1987).

Den ökade avrinningen beror främst på en minskad transpiration och avdunstning från de avverkade ytorna, men också på att snö ansamlas på kalavverkade ytor i större utsträckning än i skogen (Chamberlin et al. 1991). Vattenmängden i den ackumulerade snön på hygget kan vara 2-3 ggr större än vattenmängden i den snö som fallit i skogsområden (Berris & Harr 1987). Avrinningsökningen är i regel proportionell med den avverkade ytans andel av avrinningsområdet (Bosch & Hewlett 1982, Brandt et al. 1988, Hornbeck et al. 1993). Enligt Hornbeck et al. (1993) behöver sannolikt minst 25% av avrinningsområdet vara påverkat av avverkningar för att förändringarna i den totala årsavrinningen skall vara signifikanta. Bosch och Hewlett (1982) redovisar också ett positivt samband med årsnederbörden, ju högre nederbörd desto större ökning. Den förhöjda avrinningen kvarstår i avtagande omfattning tills ny skog har vuxit upp (Bosch & Hewlett 1982, Harr 1983, 1986, Chamberlin et al. 1991, Webster et al. 1992). Det innebär att



Figur 9. Simulerad avrinning från ett avrinningsområde (Snipjtjärn) under beskogade förhållanden och efter avverkning (Brandt et al. 1988).

en normalisering av avrinningen kan dröja 20-30 år (Harr 1983, 1986) eller ännu längre (Franklin 1992). Särskilt i områden där återväxten är hämmad på grund av låg nederbörd eller ett kallt klimat kan återgången ta mycket lång tid.

När skogen avverkas minskar transpirationen och avdunstningen i vattendragens omgivning, vilket medför en ökad andel mätade utströmningsområden intill vattendragen och högre flödestoppar vid regn och snösmältning. Dessutom medför ansamlingen av snö och en ökad solinstrålning på de avverkade ytorna att snösmältningen startar tidigare (Figur 9) och är mer intensiv (Grip 1982, Brandt et al 1988, Chamberlin et al 1991). Efter avverkning har man i mindre vattendrag noterat en ökning av flödestopparna med 20-100% (Hewlett & Doss 1984, Berris & Harr 1987, Lundin 1994). Enligt Hewlett och Doss (1984) ökar dock sällan de högsta flödestopparna mer än 10-15% i större vattendrag. Även Lundin (1994) redovisar resultat som överensstämmer med detta. Det är förväntade resultat eftersom flödestopparna är mer uttalade och mer frekventa i små vattendrag än i stora vattendrag (Naiman et al. 1992a). Kalavverkningarna medför i regel även att flödestopparna uppträder med en ökad frekvens (Harr 1986, Franklin 1992).

Avrinningens flödestoppar kan förändras signifikant även om avverkningarna bara berör en mindre andel av avrinningsområdet.

Golding (1987) redovisar exempelvis en 13% ökning av flödestopparna när 19% av avrinningsområdet kalavverkades. Vid modellering av kalavverkningens effekter på avrinningen i avrinningsområden i mellersta Sverige erhöll Brandt et al. (1988) en 9% ökning av vårflödestoppen när den hypotetiska avverkningen omfattade bara 10% av ett 164 km² stort avrinningsområde. En avgörande betydelse för avrinningsökningen och flödestopparnas storlek har avverkningens omfattning i avrinningsområdet. Kalavverkningar i avrinningsområdets övre delar medför att flödestopparna vid vårens snösmältning ofta blir mer uttalade än i de fall avverkningarna är belägna i avrinningsområdets nedre delar (Brandt et al. 1988, Chamberlin et al. 1991). På grund av att grundvattennivån är högre på de avverkade ytorna jämfört med beskogade förhållanden ökar flödestopparna även sommar och höst (Harr 1983, Hewlett & Doss 1984, Lundin 1994).

Storleken på flödesförändringarna efter avverkning varierar med flera lokala faktorer som t ex klimat, nederbörd, markens infiltrationskapacitet och efterföljande markbehandlingsåtgärder. Skyddsdikning och markberedning av de kalavverkade ytorna förstärker i regel avrinningsförändringarna efter avverkning (Seuna 1988, Ahtianen 1992, Lundin 1994, 1995). Även renodlad våtmarksdikning (markavvattning) ökar avrinningen och förstärker effekterna av kalavverkningen (Lun-

din 1994). Trots att markberedning och skydds-dikning oftast förstärker ökningen i både års-avrinning och högvattenflöden, kan den i vissa fall reducera flödestopparna (Lundin 1994). I det senare fallet beror detta på att den avsänkta grundvattennivån under torra förhållanden verkar utjämnande på flödet. Under fuktigare förhållanden då marken är vattenmättad nära markytan erhålls dock en mycket snabb avrinning med höga flödestoppar vid kraftig nederbörd eller snösmältning, vilket ofta resulterar i en kraftig erosion i vattenfåran och en hög materialtransport.

En ökad magnitud och frekvens hos flödestopparna på våren försämrar i regel laxfiskarnas överlevnad och reproduktion (Hartman et al. 1987). För att begränsa avrinningsförändringarna efter avverkning bör den totalt ackumulerade avverkningsarealen inom berörda avrinningsområden ej överstiga 30% av avrinningsområdets yta (Chamberlin et al. 1991).

Påverkan på erosion och materialtransport

När vegetationen i vattendragens omgivning är helt eliminerad eller väsentligt reducerad blir vattendragen hydrologiskt instabila genom att ytavrinningen och stranderosionen ökar (Allan & Flecker 1993, Allan 1995). Förekomsten av högre och mer frekventa flödestoppar och frånvaron av bromsande vegetation ökar vattenflödets eroderande kraft och ökar därmed erosionen både i själva vattenfåran och i vattendragens strandområden. Efter avverkning kan även en ökad snöackumulation eller isbildning vintertid påverka avrinningen vid vårens snösmältning så att stranderosionen ökar (Erman et al. 1988). Enligt Hewlett och Doss (1984) kan ökningen i erosionspotentialen hos vattenflödet under vissa perioder vara betydligt högre än själva flödesökningen.

Den förhöjda markerosionen beror även på körskador i närheten av vattendragen och på att grundvattennivåerna i marken stiger efter avverkning. Vattenmättad mark som saknar vegetation är i allmänhet mer erosionsbenägen än torrare och trädbevuxen mark. När avverkningarna dessutom kombineras med anläggning av vägar och brukningsåtgärder som frilägger mineraljorden, t ex markberedning och dikning ökar erosionsrisken kraftigt (Brown & Krygier 1971). Generellt ökar erosionsrisken med ökad andel frilagd mineraljord.

Flera studier har redovisat resultat där erosionen i vattendraget och dess närmiljö har ökat efter skogsavverkning (Speaker et al. 1984, Hartman et al. 1987, Chamberlin et al. 1991). Erosionens storlek bestäms av vattendragets form, lutning, erosionsbenägenheten hos strandmaterialet, samt intensiteten och varaktigheten hos flödestopparna. Enligt Speaker et al. (1984) kan kalavverkningar fram till vattendraget reducera vattendragens strandflikighet med 30-40%. Erosionen i vattenfåran och strandkanterna minskar förutom strandflikigheten även vattendjupet och förekomsten av höljor. Ofta ökar också vattendragsbredden samtidigt som förekomsten av död ved minskar i vattendraget (Sedell & Frogatt 1984, Chamberlin et al. 1991), vilket resulterar i en lägre fiskförekomst (Schlosser 1991, Shields et al. 1994).

Erosionen i vattenfåran och den omgivande marken medför att materialtransporten ökar i vattendragen efter avverkning. En förhöjd materialtransport efter skogsavverkning är mycket vanligt förekommande och har rapporterats av ett flertal författare (Hall & Lantz 1969, Brown & Krygier 1971, Burns 1970, Aubertin & Patric 1974, Moring & Lantz 1975, Graynoth 1979, Moring 1982, Everest et al. 1987).

Under opåverkade förhållanden är partikeltransporten av oorganiskt och organiskt material i vattendragen normalt lika stor, men efter avverkning ökar i regel den oorganiska andelen betydligt mer än den organiska delen, speciellt när nya skogsbilvägar har anlagts i avrinningsområdet (Brown & Krygier 1971, Gurtz et al. 1980, Webster et al. 1992). Det oorganiska sedimentet består vanligtvis av finpartikulärt material som sand, mo, mjäla och lera. Mängden sediment som exporteras beror av faktorer som lutning, jordarter och typen av skogsbruksåtgärder (Campbell & Doeg 1989). Under det första året efter en avverkning kan även transporten av organiskt material öka på grund av destabiliseringen av vattendragets strandkanter i kombination med den ökade vattenföringen (Fischer & Likens 1973, Gurtz et al. 1980). Studier i Hubbard Brook, New Hampshire (USA), har visat att materieltransporten kan öka upp till 10 ggr de första åren efter avverkning (Likens 1984).

Ofta är sedimenttransporten och omlagringen av sedimenterat material förhöjd under flera år efter avverkning och påverkar mer eller mindre kontinuerligt den strömlevande faunan (Brown & Krygier 1971).

Påverkan på utflödet av näringsämnen och metaller till vattendragen

Det är också väldokumenterat att utlakningen (uttransporten) av löst organiskt material, lösta näringsämnen (t ex baskatjoner, kväve och fosfor) och metaller (t ex Fe, Mn och Al) ökar efter avverkning (Likens et al. 1970, Brown et al. 1973, Ramberg 1976, Karr & Schlosser 1978, Graynoth 1979, Eckerberg 1981, Grip 1982, Borman & Likens 1985, Gregory et al. 1987, Campell & Doeg 1989, Freedman 1989, Ahtianen 1992, Lundin 1995). Även markberedning, skyddsdikning och markavvattning medverkar till en ökad uttransport av näringsämnen från avrinningsområdet till vattendragen (Eckerberg 1981, Ramberg 1981, Bergquist et al. 1984, Simonsen 1986, Holopainen et al. 1991, Ahtianen 1992, Rask et al. 1993, Lundin 1994 och 1995).

Markens temperatur- och fuktighetsförhållanden förändras vid avverkning, markberedning och dikning, vilket påverkar omsättningen och utlakningen av organiskt material, sedimentpartiklar och näringsämnen. Exempelvis har förändringarna i grundvattennivåerna (förhöjda grundvattennivåer) efter avverkning en direkt påverkan på kväve- och fosforutflödet till vattendragen (Haycock et al. 1993). Uttransporten ökar också på grund av ökad avrinning och en ökad markerosion. Förhöjda sedimenttransporter i vattendragen efter avverkning innebär exempelvis en ökad uttransport av partikelbunden fosfor. Dessutom leder den förhöjda mikrobiologiska aktiviteten i markytan till en ökad nedbrytning av organiskt material som stubbar och hyggesavfall. Förändringar i avrinningsvattnets pH har också noterats. Enligt Grip (1982) erhålls initialt efter avverkning en pH-förhöjning som efter 1-2 år vänder till en minskning när grundvattennivån i hyggesmarken stiger. Vid efterföljande skyddsdikningar ökar dock avrinningsvattnets pH-värde igen (Ramberg 1981, Grip 1982, Lundin 1994).

Utläckaget av baskatjoner ökar i varierande omfattning efter avverkning. För en treårsperiod redovisar Grip (1982) en ökning mellan 20-500% för katjonerna K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} och Na^+ . Lundin (1995) redovisar för en femårsperiod en ökning med 50-100 mEq/m² och år (0,5-1 ggr). Grip (1982) och Lundin (1995) redovisar också en ökad kväveutlakning efter avverkning. Under en treårsperiod efter avverkning uppmätte Grip (1982) en

förhöjd utlakning av alla kvävefraktionerna. Utlakning av ammoniumkväve ökade 10 ggr, utlakningen av organiskt kväve och nitratkväve ökade 3 ggr. Lundin (1995) redovisar för en femårsperiod efter avverkning en ökning i kväveutlakningen med 2-4 kg N/ha och år (2-3 ggr).

I opåverkade skogsområden uppgår kväveförlusterna normalt till 0,5-1,5 kg N/ha och år och fosforförlusterna till 0,05 kg P/ha och år (Grip 1982). I dessa områden dominerar kvävetransporten i vattendragen vanligtvis av organiskt kväve, men efter kalavverkning kan nitratkvävehalten öka upp till 10 ggr och bli den dominerande kvävefraktionen i avrinningsvattnet (Likens et al. 1970, Brown et al. 1973, Wiklander et al. 1991, Wiklander 1994, Lundin 1995). Enligt Eckerberg (1981) har man i några fall uppmätt nitratkvävehalter mellan 5 och 9 mg/l. De höga nitratkvävehalterna är kopplade till en ökad nitrifikation i marken. I allmänhet har bördiga marker en högre potential för nitratbildning än magra marker. Särskilt tydligt blir detta när marken har högt pH-värde eftersom detta gynnar nitrifikationen. På marker med hög bonitet kan därför kväveutlakningen efter avverkning nå upp till 20 kg/ha och år (Wiklander et al. 1991, Wiklander 1994).

Även fosforutlakningen kan vara betydande efter avverkning. Undersökningsresultat visar att avrinningsvattnets totalfosforhalt kan öka mer än 50% och kvarstå förhöjd i mer än 4 år (Likens et al. 1970, Grip 1982, Ahtianen 1992, Rask et al. 1993, Lundin 1995). Enligt Grip (1982) och Lundin (1995) ökar fosforutlakningen 1-2 ggr efter avverkning. För en femårsperiod redovisar Lundin (1995) en ökning av fosforutlakningen med 0,1-0,2 kg P/ha och år. När avverkningen har följts av markberedning har i vissa fall 10 ggr förhöjning av avrinningsvattnets fosforhalt uppmätts (Ahtianen 1992, Rask et al. 1993). Även skyddsdikning och markavvattning ökar fosforutflödet (Lundin 1994).

Förändringar i vattendragens solinstrålning och vattentemperatur efter avverkning

När skogen avverkas på större områden och omkring vattendragen erhålls en ökad solinstrålning både till de avverkade markytorna och de berörda vattendragsavsnitten. Små skogsvattendrag, omgivna av äldre skog, är ofta kraftigt beskuggade. En avverkning av den strandnära vegetationen förändrar där-

för drastiskt de mindre vattendragens ljusförhållanden och vattentemperatur. Enligt Brown (1970) kan solinstrålningen till avverkade vattendragsavsnitt öka 6-7 gånger och ge en förhöjning av vattentemperaturen med 6 grader på en sträcka av 1 km om vattenflödet är mindre än 1 m³/s. Solinstrålningen till medelstora vattendrag (vattendragsrang 3-5) förändras dock ej lika kraftigt, eftersom solinstrålningen till dessa redan innan avverkning är relativt stor (Naiman et al. 1992a). Även om ökningen av den direkta solinstrålningen ej är så stor kan dock förändringarna i vattentemperaturen även här vara stora. Det beror på att temperaturförändringarna i dessa vattendragsdelar i hög grad styrs av uppvärmningen av mark och vatten inom de avverkade ytorna längre uppströms i avrinningsområdet (Beschta et al. 1987). Storleken på temperaturförändringarna ökar ofta med avståndet från källflödet inom ett avrinningsområde när huvuddelen av området har avverkats (Lynch et al. 1984).

Den ökade solinstrålningen till mark och vatten innebär i regel förhöjda årsmedeltemperaturer och stora temperaturvariationer både på dygns- och årsbasis (Beschta et al. 1987). Vanligtvis erhålls en förhöjning av vattentemperaturen på sommaren och en sänkning av temperaturen på vintern (Gray & Edington 1969, Karr & Schlosser 1978, Graynoth 1979, Beschta et al. 1987). Storleken, frekvensen och varaktigheten hos temperaturförändringar efter avverkning regleras av flera faktorer som latitud, klimat, nettoinstrålning, vindförhållanden, avdunstning, transpiration, konvektionsströmmar och grundvattentemperatur (Brown 1970, Brown & Krygier 1970, Lynch et al. 1977, Beschta et al. 1987, Weatherley & Ormerod 1990). Graden av uppvärmning och nedkylning är också beroende av faktorer som trädbeståndets täthet, sammansättning och ålderstruktur innan avverkning, avverkningens omfattning, hyggesbehandling, avrinningsområdets topografi och avrinning, samt vattendragens storlek och djup (Lynch et al. 1977, Beschta et al. 1987, Smith 1988). Skyddsdikning och markberedning av de avverkade ytorna förstärker ofta avverkningarnas temperaturförhöjande effekt (Holopainen et al. 1991, Ahtiainen 1992).

Under sommarhalvåret ökar i regel vattentemperaturen efter avverkning i proportion till den ökade solinstrålningen, vilket re-

sulterar i högre min-, medel- och maxtemperaturer och en större dygnsvariation (Gray & Edington 1969, Hall & Lantz 1969, Brown & Krygier 1967, 1970, Likens et al. 1970, Lantz 1971, Swift & Messer 1971, Aubertin & Patric 1974, Lynch et al. 1977 och 1984, Graynoth 1979, Beschta et al. 1987). Vattendrag påverkade av avverkningar har under dagen ofta temperaturer som i medeltal är 3-10 grader högre än under natten (Beschta et al. 1987). Förhöjningen är mest uttalad under den del av sommarhalvåret då vattenföringen är som lägst (op cit.).

I Nordamerika har man efter kalavverkning uppmätt förhöjningar av de mindre vattendragens högsta vattentemperatur (maximumtemperatur) med i månadsmedeltal 2-10 °C. (Brown & Krygier 1970, Knight & Bortorff 1981, Swift & Messer 1971, Rishel et al. 1982, Lynch et al. 1984, Beschta et al. 1987). Beschta et al. (1987) redovisar för vattendrag på nordamerikas västkust en latitudgradient med en genomsnittlig förhöjning av maximumtemperaturen från 2 °C i Alaska till mer än 10 °C i Oregon. Under kortare tider av dagen har dock förhöjningarna av maximumtemperaturen varit större och vattentemperaturer över 25 °C har uppmätts i flera fall. Hall och Lantz (1969) redovisar exempelvis en förhöjning av maximumtemperaturen från 16 till 30 °C efter avverkning av ett område med Douglasgran i Oregon på Nordamerikas västkust (Figur 10). Vid en studie i Maine (USA) noterade Moring et al. (1985) en liknande temperaturökning efter avverkning. Vattentemperaturen översteg 30 °C vid flera tillfällen under sommaren. I Pennsylvania uppmätte också Rishel et al. (1982) och Lynch et al. (1984) vattentemperaturer upp till 32 °C i avrinningsområden där 85% av ek- och hickoryskogen hade avverkats.

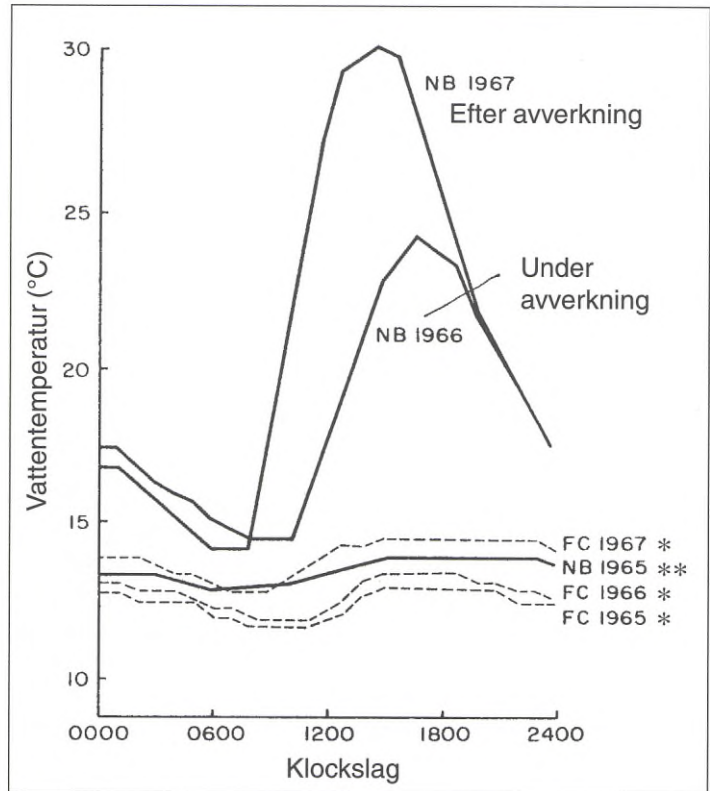
Lynch et al. (1984) studerade även frekvensen och varaktigheten hos de förhöjda vattentemperaturerna eftersom en hög frekvens och lång varaktighet ofta har större betydelse än enstaka absolutvärden. De fann att varaktigheten hos vattentemperaturerna över 21 grader var som längst 19 timmar, och att varaktigheten för temperaturer över 25 °C var som längst 9 timmar. Vattentemperaturer över 25 °C uppmättes varje månad från maj till september inom det kalavverkade avrinningsområdet.

Under vinterhalvåret har förändringarna i temperaturen efter avverkning varit

mera komplexa och varierande. I nordliga, kontinentala eller högt belägna områden med ett kallt klimat vintertid erhålls vintertid generellt en sänkning av månadsmedeltemperaturen (Aubertin & Patric 1974, Ringler & Hall 1975, Lynch et al. 1984, Hicks et al. 1991b). I kustnära och lågt belägna områden med ett mildt klimat har man dock noterat en förhöjning av temperaturen året runt (Beschta et al. 1987, Beschta & Taylor 1988, Holtby 1988). När det gäller maximumtemperaturen har det noterats både sänkningar (Aubertin & Patric 1974, Graynoth 1979) och höjningar (Beschta et al. 1987, Beschta & Taylor 1988, Holtby 1988). I genomsnitt har maximumtemperaturen sänkts eller ökat med 1-4 °C (Aubertin & Patric 1974, Lynch et al. 1984, Beschta et al. 1987, Beschta & Taylor 1988).

Förändringarna i medeltemperaturen beror också på att vattendragens lägsta vattentemperaturer förändras efter avverkning. Under sommarhalvåret ökar minimumtemperaturerna, men minskar under höst och vinter (Rishel et al. 1982, Lynch et al. 1984, Beschta et al. 1987). Lynch et al. (1984) redovisar i månadsmedeltal en förhöjning av den lägsta temperaturen under sommaren med 1-3 °C och en sänkning under vintern med 1-4 °C. De lägre vattentemperaturerna under vinterhalvåret beror till stor del på att vattnets och markens värmeförluster blir större när skogen har avverkats, speciellt nattetid (Lynch et al. 1984). Efter avverkning ökar markens värmeförluster genom avdunstning, konvektion och långvågig strålning (Lynch et al. 1984, Beschta et al. 1987). En lägre vattentemperatur vintertid innebär en ökad isbildning i vattendragen och därmed försämras både bottenfaunans och fiskens vinteröverlevnad, t ex ökar risken för bottenfrysning av fiskens lekbottnar i grunda strömområden.

Förändringarna i vattentemperaturen är även kopplade till en ökad dygnsvariation efter avverkning. I Nordamerika har man under kortare perioder i mindre vattendrag uppmätt dygnsvariationer upp till 16-17 °C (Hall & Lantz 1969, Lynch et al. 1984, Martin et al. 1984). I månadsmedeltal är dock dygnsvariationerna betydligt mindre och varierar mellan 1-11 °C beroende på årstid (Lynch et al. 1984). I jämförelse med den normala dygnsvariationen under sommarhalvåret redovisar Lynch et al. (1984) en genomsnittlig förhöjning av vattentemperaturens



Figur 10. Timvis förändring i vattentemperaturen under dagar när maximumtemperaturer hade uppmäts i ett kal-avverkat avrinningsområde (Needle branch) och i ett referensområde (Flynn Creek) i Oregon. Värdena representerar en dag i augusti före avverkning (1965), under avverkning (1966) och efter avverkning (1967). **Före avverkning, *Referensvattendrag (Hall & Lantz 1969).

dygnsvariation efter avverkning med ca 5 °C. Ökningen av dygnsvariationen beror både på ökningen av maximumtemperaturen och minskningen av minimumtemperaturen. Detta gäller speciellt under hösten då hälften av dygnsvariationen kan bero på en minskning av den lägsta vattentemperaturen (Lynch et al. 1984).

Även i Europa har man noterat förändrade vattentemperaturer i vattendragen efter avverkning. Weatherley & Ormerod (1990) redovisar från Wales en förhöjning av vattentemperaturen med i månadsmedeltal 1 °C under sommaren, men en sänkning med 1 °C under vintern när den omgivande granskogen avverkadades i en mer än 15 m bred zon på båda sidor av vattendraget. Från norra England redovisar också Gray & Edington (1969) en förhöjd vattentemperatur efter avverkning. Förhöjda vattentemperaturer efter avverkning har även noterats i svenska och fin-

ska studier. Kjellberg & Willner (1970) fann vid en mindre studie i Västernorrlands län att vattentemperaturen i en mindre bäck ökade från 17 till 24 °C när bäcken passerade ett 4-5 km stort hygge. Holopainen och Huttunen (1992) redovisar en förhöjning upp till 26 °C för några mindre bäckar i östra Finland efter avverkning och en därpå följande markberedning. I jämförelse med en opåverkad referens och vattendrag försedda med 10-50 m breda skyddszoner ökade maximumtemperaturen i bäckvattnet med 10 °C. Det påverkade vattendraget hade en medeltemperatur som var 3,5 °C högre än referensen under sommaren.

De avverkningsrelaterade förändringarna i vattentemperaturen kvarstår ofta tills ny skog har vuxit upp (Moring 1975, Feller 1981, Swift 1984). Enligt Beschta och Taylor (1988) och Hostetler (1991) kan förhöjningen kvarstå åtminstone i 20-30 år efter första avverkning. De första åren efter avverkning erhålls en snabb höjning av vattentemperaturen, men därefter sker en successiv återhämtning. När vattendragen berörs av flera på varandra följande ingrepp kan det dock uppstå "kumulativa effekter" som förstärker eller förlänger förhöjningen av vattentemperaturerna. Små temperaturförhöjningar i källflödena kan bli stora höjningar nedströms vattensystemen (Petersen et al. 1987, Gregory et al. 1989). Vid undersökningar i Oregon fann Beschta & Taylor (1988) att vattendragens maximum- och minimumtemperaturer under en 30-års period hade ökat med i genomsnitt 6, respektive 2 °C. Genomsnittet var beräknat på basis av de 10 varmaste dagarna under året. De fann också ett signifikant sambandet mellan skogsbrukets kumulativa omfattning och de maximala vattendragstemperaturerna. Den kvarstående och tilltagande temperaturförändringen ansågs vara ett resultat av kvardröjande avrinnings- och habitatförändringar i vattendragen.

För att förutsäga temperaturförändringarna efter avverkning har flera prognosmodeller utvecklats. De första modellerna som utvecklades var främst baserade på solvinkeln och solinstrålningens temperaturhöjande effekt på en exponerad yta (Brown 1969, 1970). Genom att kombinera områdets latitud med fältmätningar av vattentemperatur, vattendragsbredd, djup och flödes hastighet, samt uppskattningar av beskuggningsgraden, var det möjligt att kvantifiera de maximala tem-

peraturförändringarna efter avverkning och relatera dessa till fiskens toleranstemperaturer. På senare tid har empiriska regressionsmodeller tagits fram som även omfattar höjd över havet, vattendragsrang, vattendragslängd, och krontäckningsgrad. (Brown 1970, Schloss 1985). Dessa modeller kräver dock en kalibrering med data från den aktuella geografiska regionen innan temperaturförändringarna kan kvantifieras. Utöver dessa två grundtyper har det också utvecklats detaljerade modeller baserade på vattendragens energibalans (Brown 1983, Beschta 1984) eller tillgängliga tidsserier av data (Hostetler 1991). Nackdelen med de senare modellerna är att de kräver omfattande fältdata. Modeller har också utvecklats för att förutspå temperaturförändringarna vid en återbeskogning av de avverkade ytorna (McGurk 1989).

Biologiska effekter av förändrade vattentemperaturer

Förändringarna i vattentemperaturen berör i stort sett alla biologiska processer från mikrobiella aktivitet till produktion av botten djur och fisk (Murphy et al. 1986, Gregory et al. 1987, Naiman et al. 1992a). Solexponeringen leder också till en ökad fotosyntes och ökad primärproduktion hos flertalet vattenväxter i vattendragen (Murphy et al. 1981, Murphy et al. 1986, Gregory et al. 1987, Gregory et al. 1991). Förutom en ökad primärproduktion och högre biomassa av påväxtalger erhålls även en högre mikrobiell aktivitet efter avverkning (Murphy et al. 1981, Murphy et al. 1986).

En liten förändring av vattentemperaturen under sommarhalvåret kan gynna produktionen av botten djur och fisk (Murphy et al. 1981, Murphy et al. 1986). När förändringarna blir stora eller berör både sommar- och vinterhalvåret försämras däremot ofta överlevnaden hos botten djur och fisk (Nebecher & Lemke 1968, Gibbons & Salo 1973, Graynoth 1979, Scrivener & Brownlee 1982, Tschaplinski & Hartman 1983, Sweeney & Vannote 1986, Gregory et al. 1987, Hall et al. 1987, Quinn & Hickey 1990). Detta beror på att många av skogsvattendragens fisk- och botten djursarter har en låg tolerans mot höga vattentemperaturer. Flera av arterna har också specifika krav på antalet graddagar för äggutveckling och temperaturregim vid reproduktion och utkläckning.

Temperaturlötolerans hos fisk

Många fiskarters överlevnad påverkas av förändringar i månadsmedeltemperaturen och stora temperaturvariationer mellan dag och natt. Särskilt laxfiskar som öring, röding, harr och lax har en låg tolerans mot förhöjda vattentemperaturer eftersom dessa har trivseloptimum vid relativt låga och stabila temperaturer. Vanligtvis föredrar de en temperatur mellan 10-18 °C (Cherry et al. 1977, Jobling 1981). En temperaturhöjning över denna nivå försämrar tillväxten och överlevnaden. Den övre toleransgränsen (där ökad dödlighet inträffar) för lax, öring och röding varierar från 23 till 27 °C beroende på art, storlek och exponeringstid (Cherry et al. 1977, Jobling 1981, Bartholow 1991, Bjornn & Reiser 1991). I fältstudier har man funnit att öringens övre toleransgräns ligger omkring 23 °C, men i laboratoriestudier med kortare exponeringstid har man uppmätt en toleransgräns omkring 25-27 °C (Bartholow 1991). Även om laxfiskarna under en kortare tid kan överleva relativt höga vattentemperaturer så utsätts de för en livshotande stress redan vid temperaturer över 23 °C (Bell 1986, Bjornn & Reiser 1991). Dödlighetens omfattning är beroende av temperaturförhöjningens varaktighet och fiskens storleksstadium, men den ökar inom alla storleksstadier (op cit.).

Den förhöjda dödlighet hos fisken är mest uttalad när dygnsvariationerna blir stora och temperaturen förändras kraftigt under en kort tidsrymd. Speciellt känsliga är fiskarna i rom- och yngelstadiet. Martin et al. (1985) redovisar en ökning av yngeldödligheten hos lax med 30-60% när dygnsvariationen var större än 9 °C. Enligt Lynch et al. (1984) kan temperaturen i vissa fall stiga från 10 upp till 25 °C bara på 4 timmar när skog saknas runt vattendraget. En sådan temperaturchock klarar inte ens vuxna fiskar. Vid en omfattande studie av strandvegetationens betydelse för vattentemperatur och öringförekomst i södra Ontarios vattendrag fann Barton et al. (1985) att öring i stort sett saknades i vattendrag med en veckobaserad medeltemperatur över 22 °C. Den uppmätta medeltemperaturen beräknades motsvara en maxtemperatur på 25-26 °C, och enligt en upprättad regressionsmodell kunde mer än 50% av den observerade variationen i medeltemperaturen förklaras av andelen skogklädd strand inom en sträcka av 2,5 km uppströms mät-punkterna.

Även låga vattentemperaturer vintertid kan påverka fiskens överlevnad. Den undre toleransgränsen för vuxna fiskar ligger vid 0-1 °C (Bjornn & Reiser 1991). För rom och yngel är toleransgränserna ännu snävare. Enligt Humpesch (1985) ligger den övre toleransgränsen för öringrom vid 15 °C och den undre vid 1,4 °C. Fiskbestånden påverkas också negativt genom att isbildningen och risken för bottenfrysning av vattendragen ökar vid en sänkning av vattentemperaturen vintertid.

Temperaturlötolerans hos bottenfauna

Bottenfaunans tolerans mot höga vattentemperaturer är sämre studerad. Huvuddelen av bottenfaunastudierna har också genomförts 5-20 år efter avverkning när den uppväxande hyggesvegetationen har dämpat temperaturförändringarnas styrka. Förändringarna i vattentemperaturen efter avverkning påverkar dock bottenfaunan på flera sätt. Temperaturen påverkar exempelvis tillväxt, överlevnad och reproduktion, samt utkläckningen av vattenlevande insekter (Hynes 1970, Sweeney & Vannote 1980). Måttliga förhöjningar av vattentemperaturen medför i regel en förbättrad tillväxt, men höga och variabla vattentemperaturer efter avverkning innebär i regel en försämrad överlevnad hos känsliga bottendjursgrupper. Enligt Nebecher och Lemke (1968) kan vattentemperaturer över 20 °C öka dödligheten för vissa dag- och bäcksländearter. Vid en större inventering av Nya Zeelands vattendrag fann också Quinn och Hickey (1990) att bäcksländor (*Plecoptera*) saknades i vattendrag där temperaturer över 20 °C var vanligt förekommande. Var den övre toleransgränsen ligger för övriga bottendjur är oklart eftersom litteraturuppgifter saknas. Det är dock troligt att längre förhöjningar av vattentemperaturen över 20 °C efter avverkning missgynnar många arter som är anpassade att leva i svala och skuggiga vattendrag. Även en sänkning av vattentemperaturen vintertid påverkar bottendjurens tillväxt och överlevnad. Särskilt stor betydelse har detta för bäcksländornas tillväxt eftersom dessa har huvuddelen av sin tillväxt under vinterhalvåret. Sweeney och Vannote (1986) noterade att en reduktion av antalet graddagar under en 3 månaders period resulterade i en minskad storlek hos vuxna bäcksländor. Flera av dagsläändorna (*Ephemeroptera*) har också temperaturkän-

liga livscyklar och en förändring av antalet graddagar kan påverka både tillväxten och livscyklernas längd (Weatherley & Ormerod 1990).

Förändringar i vattendragens tillförsel och förekomst av organiskt material efter avverkning

Den mest påtagliga effekten av att träden längs vattendragen har avverkats är det minskade inflödet av organiskt material, t ex trädstammar, vedrester, barr och löv till vattendragen. Samtidigt som inflödet förblir reducerat under en lång tid ökar också uttransporten partikulärt organiskt material (FPOM och CPOM) och död ved (FWD och LWD) efter avverkning på grund av en ökad avrinning och högre flödestoppar. Resultatet av detta blir en lägre förekomst av organiskt material i vattendragen. När den planterade skogen växer upp återgår dock tillförseln av partikulärt organiskt material till tidigare nivåer, men detta kan ta mycket lång tid. Ofta tar det 20-30 år innan nedfallet av löv och barr har återgått till tidigare nivåer (Webster et al. 1990, 1992). På grund av att den uppväxande skogen har en annan sammansättning förändras dessutom kvaliteten på det organiska materialet. Enligt Webster et al. (1992) kan kvalitetsförändringen kvarstå i mer än 20 år och i vissa fall bli permanent. Förekomsten av död ved tar betydligt längre tid att återställa. Beroende på trädens tillväxthastighet kan det ta 50-200 år innan tillförseln och förekomsten av död ved är återställd, och ytterligare 100 år innan förekomsten av risdammar (LWD/FWD-dammar) är återställd till tidigare förekomstnivåer (Webster et al. 1992).

Förekomsten av död ved i vattendragen den första tiden efter avverkning

När den vattendragsnära skogen avverkas påverkas förekomsten av död ved i vattendragen på flera sätt. I samband med avverkningen ökar ofta förekomsten i varierande grad beroende på hur avverkningen har genomförts, men sedan minskar förekomsten av död ved på grund av att nedfallet från omgivningen upphör eller reduceras under en längre period. Den förhöjda förekomsten i samband med avverkning beror på att hyggesrester som trädstammar (LWD) och grenar/kvistar (FWD) ansamlas i vattendragen (Bryant 1983, Lisle 1986). Speciellt när av-

verkningen genomförs med skogsprocessorer eller när träden faller tvärsöver eller omedelbart intill vattendragen kan ansamlingen av LWD och FWD bli betydande. Swanson et al. (1984) har exempelvis uppmätt en 3 ggr högre LWD/FWD-förekomst efter avverkning jämfört med orörda förhållanden. Biomassan ökade från 3-12 kg/m² till 16-62 kg/m² efter avverkning. Hyggesmaterialet består huvudsakligen av grenar och ris och har betydligt mindre diameter och längd än det trädmateri- al som tillförs vattendragen via naturliga processer som trädens åldrande och vindfäll- len. (Swanson et al. 1984, Bryant 1983). Materi- al från vindfällena består ofta av hela träd inklusive rotvältna och bildar därigenom stabila strukturer i vattendragen än avverkningsresterna.

Ansamlingen av trädrester i vattendragen efter avverkning medför att det ofta bildas dämmen (Bryant 1983). Detta kan i sin tur medföra en ökad erosion och destabilise- ring av vattenfåran (Hall & Baker 1975, Bryant 1983). Eftersom avverkningsresterna är mindre och mera rörliga än naturlig död ved, transporteras också materialet lättare nedströms i vattendragen vid högvattensflöden och kan därigenom svepa med sig mera stabila LWD-strukturer (Bryant 1980, 1983, Ralph et al. 1994). I vissa fall kan ansamlingen av hyggesrester i vattendragen också förorsaka en ökad syrgästning och syrgasbrist vid låga vattenflöden, speciellt i fiskens lek- bottnar (Hall & Lantz 1969, Hall & Baker 1975). Det färska hyggesmaterialet kan dessutom utsöndra giftiga organiska föreningar som terpentin och förorsaka en ökad dödlighet hos bottendjur och fisk vid lågvattensflöden (Hall & Baker 1975).

Rensning av vattendragen med avseende på hyggesmaterial

I Alaska och flera andra nordamerikanska stater rensades tidigare vattendragen från hyggesrester. I många fall rensade man också bort gammal LWD från vattendragen. Rensningarna har dock numera upphört, eller genomförs enligt särskilda anvisningar, eftersom flera undersökningar har visat att rensningarna resulterade i en minskad fisk- förekomst (Dolloff 1986, Elliot 1986). Den viktigaste orsaken till detta var att fiskens vin- teröverlevnad försämrades genom att rens- ningarna reducerade antalet vinterstånd- platser i form av höljor och dammar (Elliot

1986). Fiskhabitatet försämrades även på grund av att vattenhastigheten och erosionen av vattenfåran ökade efter avverkning och vattendragsrensning (Bilby 1984, Lisle 1986). Fausch & Northcote (1992) konstaterade vid studier i British Columbia (Canada) att avverkade och rensade vattendragsavsnitt var mer uträtade, bredare och grundare än orensade vattendragsavsnitt.

Enligt Bryant (1983) och Dolloff (1986) skall rensning av hyggesrester enbart ske i de fall hyggesmaterialet utgör vandringshinder för fisken eller i situationer när en ökad erosion och ändrade flödesförhållan kan uppstå på grund av att dämmen har bildats i vattendraget. Rensningar kan också vara befogade när det är uppenbart att hyggesmaterialet kraftigt försämrar uppväxtmiljön för lax- och öringungar (Bryant 1983). Bryant (1983) har utformat särskilda anvisningar för rensningarna baserade på LWD-materialets ålder och vattendragens lutning. Enligt anvisningarna skall allt ursprungligt LWD-material, och huvuddelen av det grövsta hyggesmaterialet lämnas kvar i vattendragen, medan allt hyggesproducerat ris skall tas bort.

Förekomsten av död ved i vattendragen i ett längre tidsperspektiv efter avverkning

Även om vattendragen ej rensas efter avverkning erhålls med tiden en minskad LWD-förekomst i vattendragen. Detta beror framför allt på en utebliven tillförsel eftersom källan till LWD-materialet har eliminerats under flera årtionden, men också på att högre och mer varierade flöden efter avverkning ökar erosionen och uttransporten av befintligt LWD-material i vattendragen (Likens 1984, Bryant 1985b, Bilby & Ward 1991). Dessutom kan den ökade utlakningen av näringsämnen från avrinningsområdet medverka till att nedbrytningshastigheten ökar (Bisson et al. 1987, Bilby & Ward 1989). Förändringarna är i allmänhet störst i de större vattendragen, beroende på att vattenflödet där har en större kapacitet att transportera LWD-materialet nedströms (Bilby & Ward 1989, 1991).

Vid undersökningar i sydvästra Washington fann Bilby och Ward (1991) att huvuddelen av minskningen ägde rum under de första fem åren efter avverkning och att den var mer uttalad i medelstora vattendrag (10-15 m breda) än i små vattendrag (<5 m breda). I

jämförelse med opåverkade vattendrag var LWD-volymer i de små vattendragen 22% lägre 5 år efter avverkning och 35% lägre efter 50 år. I de medelstora vattendragen hade LWD-volymer under samma period minskat 86%, respektive 94% jämfört referenserna. De redovisade minskningarna är jämförbara med de resultat som redovisas av andra nordamerikanska författare (Grette 1985, Murphy & Koski 1989). Enligt Murphy och Koski (1989) är LWD-förekomsten i vattendragen som lägst 80-100 år efter avverkning.

En minskad LWD-förekomst i vattendragen påverkar också förekomsten av höljor och risdammar, eftersom dessa är positivt korrelerade till mängden LWD i vattendragen (Bilby & Ward 1989, 1991). Även här är minskningen mest uttalad i de medelstora (10-15 m breda) vattendragen (Bilby & Ward 1991). I dessa vattendrag kan förekomsten av höljor minska upp till 50% (op cit.). Flera studier har också redovisat en minskad förekomst av risdammar efter avverkning (Bilby 1981, Murphy & Hall 1981, Bryant 1983, Likens 1984). I Hubbard Brook, New Hampshire, minskade förekomsten av risdammar med 53% under en 10 års period efter avverkning (Bilby 1981). Förlusten av höljor och dammar försämrar retention av finpartikulärt material (både oorganiskt och organiskt) (Swanson et al. 1976, Swanson & Lienkaemper 1978, Bilby 1981, Bilby & Ward 1989, 1991). Bilby och Ward (1991) redovisar en 50% lägre retention av sediment, och en 90% lägre retention av finpartikulärt organiskt material efter avverkning jämfört med tidigare opåverkade förhållanden. Risdammarnas betydelse för retentionen av partikulärt organiskt material framgår ännu tydligare av de resultat som Bilby (1981) redovisar från Hubbard Brook. I ett vattendrag där dammarna togs bort ökade årstransporten av partikulärt organiskt material med mer än 500%. Små opåverkade skogsvattendrag med en hög förekomst av LWD-material, höljor och risdammar har normalt en mycket liten partikeltransport (Swanson et al. 1982).

På grund av att nedfallet av död ved både upphör för en tid och blir kraftigt reducerat under en lång tid, förändras det nedfallna vedmaterialet i vattendragen med avseende på mängd, typ och ackumulationshastighet (Bisson et al. 1987, Andrus et al. 1988). I Oregon undersökte Andrus et al. (1988) vedförekomsten i vattendrag där skogen hade avver-

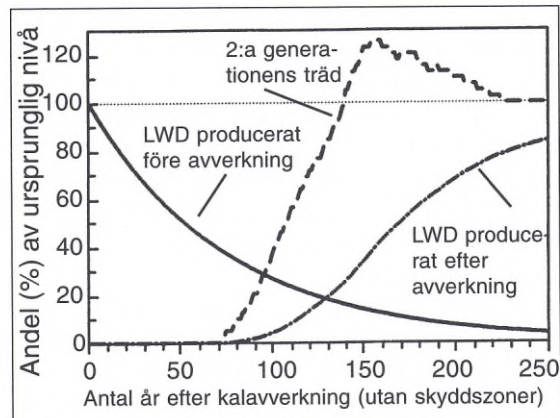
kats 50 år tidigare. De fann att huvuddelen av LWD-materialet härörde från den gamla skogen och att det nya beståndet endast hade bidragit med 14% av den totala mängden LWD.

Det tillförda LWD-materialet från den uppväxande skogen består dessutom i större utsträckning av lövträdsmaterial än material som tillförs från gammal naturskog (Ralph et al. 1994, Richmond & Fausch 1994). Vattendrag med nedfall från planterad och gallrad skog har ofta också LWD-material med en mindre diameter än vattendrag omgivna av naturskog på grund av att träden i den planterade och gallrade produktionsskogen är yngre än naturskogens träd (op cit.). Detta innebär att materialet från den uppväxande produktionsskogen är mera instabilt och transporteras lättare nedströms. Det hamnar därigenom ofta ovanför vattendragens lågvattenslinje (Ralph et al. 1994).

I medelstora vattendrag med en bredd upp till 15 m krävs det på nordliga latituder en tidsperiod på 50-100 år innan LWD-tillförseln når den ursprungliga kvalitet och förekomstnivå (Bryant 1983, Grette 1985, Long 1987, Andrus et al. 1988). I många fall sker också en permanent förändring av LWD-materialets storlekssammansättning och typ (träslag), vilket leder till en lägre LWD-förekomst i vattendraget även om skogen har vuxit upp (Harmon et al. 1986).

Prognosmodeller för förekomsten av död ved i vattendragen efter avverkning

Flera modeller har utvecklats för att förutsäga LWD-minskningen med tiden efter avverkning (Swanson & Lienkaemper 1978, Grette 1985, Heimann 1988, Murphy & Koski 1989). Modellerna är huvudsakligen baserade på LWD-materialets nedbrytningshastighet i vattendragen under opåverkade förhållanden och mängden LWD som produceras av den uppväxande skogen. Exempelvis har Grette (1985) i staten Washington utvecklat en modell som utgår från att LWD-mängden minskar linjärt med tiden efter avverkning med en hastighet av något mindre än 1% per år. Enligt modellen förutspås LWD-förekomsten vara 75% av den ursprungliga nivån 50 år efter avverkning. Med hjälp av en annan modell har Heimann (1988) beräknat att LWD-nedfallet från den uppväxande skogen bildar stabila strukturer i vattendragen först efter 120 år. I Alaska har Murphy



Figur 11. Modellberäknad förekomst av grov LWD (diameter >60 cm) i vattendrag i Alaska efter avverkning i områden där skydds-zoner ej hade sparats längs vattendragen (Murphy & Koski 1989).

och Koski (1989) tagit fram en exponentiell modell som utgår från en minskning med 1-3% per år, beroende på vattendragens bredd och lutning. Enligt denna modell kommer mängden LWD att reduceras med 70% under en 90 års period efter avverkning, och med hänsyn till den uppväxande skogens långsamma tillväxt och produktion av LWD kommer det i Alaska att ta mer än 250 år innan LWD-förekomsten når de ursprungliga nivåerna (Figur 11).

Trots att modellerna förutspår kraftiga minskningar i LWD-förekomsten hävdar Bilby och Ward (1991) att de tar otillräcklig hänsyn till förändringarna i nedbrytningshastigheten och uttransporten av LWD-material efter avverkning. Enligt Bilby och Ward (1991) måste man också ta hänsyn till en förändrad artsammansättning och ett ökat lövinslag hos den strandnära skogen efter avverkning. Lövträdsmaterial bryts exempelvis ned snabbare än barrträdsmaterial (Andrus et al. 1988, Bilby & Ward 1991).

Påverkan på vattendragens primärproduktion

När träden avverkas i vattendragens omgivning stimuleras den autoktona primärproduktionen genom både ökad solexponering och ökat näringsutflöde, samtidigt som inflödet av organiskt material från terrestra källor minskar (Hansman & Phinney 1973, Murphy & Hall 1981, Gregory et al. 1987). Dominansen av heterotrofa näringskedjor byts till en dominans av autotrofa näringskedjor under ett antal år. Vid studier i Wash-

ington fann Bilby och Bisson (1992) att 3/4 (300 gram/m²) av det årliga inflödet av organiskt material till vattendrag i gammal skog var tillfört (allokton) organiskt material. Endast 1/4 (100 gram/m²) var självproducerat (autokton) organiskt material. Motsvarande värden för vattendragsavsnitt belägna inom ett 7 år gammalt hygge var 60, respektive 175 gram/m², dvs helt motsatta förhållanden med en dominans av autokton producerat organiskt material.

I de flesta fall ökar primärproduktionen och förekomsten av påväxtalger i vattendragen de första 10-15 åren efter kalavverkning (Hansman 1969, Brown & Krygier 1970, Likens et al. 1970, Hansman & Phinney 1973, Lyford & Gregory 1975, Graynoth 1979, Webster et al. 1983, Martin et al. 1985, Murphy et al. 1981, 1986, Noel et al. 1986). Förekomsten av vattenmossa minskar däremot efter avverkning (Murphy & Hall 1981). Den lägre förekomsten av vattenmossa efter avverkning beror främst på att mossan missgynnas av ökat ljusinsläpp, ökad materialtransport och instabilt bottenmaterial. Avverkningar i vattendragens övre delar påverkar i allmänhet den akvatiska primärproduktionen mera än avverkningar i vattendragens nedre delar eftersom dessa redan innan avverkning ofta är mera exponerade för ljus (Gregory et al. 1991). Det innebär också att produktionsökningen är större i små vattendrag än i medelstora vattendrag (Murphy & Hall 1981, Gregory et al. 1989, 1991).

Den förhöjda produktionen av påväxtalger är positivt korrelerad till det ökade ljusinsläppet efter avverkning (Stockner & Shortreed 1976, Bilby & Bisson 1992), och avtar när ny skog växer upp. Påväxtalgernas respons är dock beroende av flera andra faktorer, bl a områdets geologi, näringsnivån i vattendragen, vattentemperaturen, och i vilken omfattning avverkningen och andra skogsbruksåtgärder ökar utflödet av sediment och näringsämnen till vattendragen. Vid en begränsad tillgång på näringsämnen som fosfor och kväve kan t ex ökningen i påväxtalgförekomsten vara knappt märkbar (Shortreed & Stockner 1983). Shortreed och Stockner (1983) redovisar för vattendrag i British Columbia (Canada) en oförändrad förekomst av påväxtalger efter avverkning, trots en ökad solinstrålning och förhöjd vattentemperatur. Primärproduktionen var endast 20-30 mg C/m² per dag. De anger fosfor-

begränsning som trolig förklaring, eftersom avrinningsvattnets fosforhalt var oförändrat låg efter avverkning. Förändringarna i primärproduktionen kan också begränsas eller förhindras av höga sedimenttransporter som ger ett instabilt substrat och försämrar ljusklimatet (Cooper 1993).

Artsammansättningen hos påväxtalgerna förskjuts från dominans av kiselalger till dominans av grönalger (Likens et al. 1970, Martin et al. 1985, Lowe et al. 1986). Särskilt förekomsten av gröna trådalger uppvisar en kraftig ökning efter avverkning (Lowe et al. 1986, Noel et al. 1986, Bilby & Bisson 1992). Enligt Steinman och McIntire (1987) är dessa alger speciellt gynnade av en ökad mängd direkt soljus. Ökningen i hyggespåverkade vattendrag är ofta mest uttalad på våren (Bilby & Bisson 1992). I näringsfattiga vattendrag ökar även förekomsten av kiselalger efter avverkning (Stockner & Shortreed 1976).

Markberedning av de avverkade ytorna ökar uttransporten av näringsämnen och förstärker eutrofieringseffekterna. Vid undersökningarna i finska Karelen noterade Holopainen och Huttunen (1992) en förhöjd produktion av alger under de första åren efter avverkning. När sedan den avverkade ytan markbereddes ökade produktionen av alger ytterligare ett steg. De första månaderna efter avverkningen dominerade endast några få arter, men antalet arter ökade sedan gradvis och kulminerade efter markberedningen. Artsammansättningen förändrades från en dominans av både flagellater (Cryptophyceae) (48%) och kiselalger (38%) till en dominans av enbart flagellater (80%) direkt efter avverkning. Efter markberedningen som genomfördes något år senare erhöles en dominans av grönalger (90%).

Flagellaterna är vanliga i humösa vatten och i likhet med guldalger (Chrysophyceae) är de anpassade till dåliga ljusförhållanden (Holopainen & Huttunen 1992). De är fakultativt heterotrofa, dvs de kan utnyttja organiskt material för sin tillväxt och produktion när den tillgängliga ljusmängden är liten, men går över till autotrof produktion när ljusmängden ökar (op cit.).

Enligt Holopainen och Huttunen (1992) berodde den ökade förekomsten av Cryptophyceae på en förhöjd solexponering och en ökad humushalt i vattnet direkt efter avverkning. När sedan vattnets humushalt minskade efter markberedning samtidigt som

vattentemperaturen och halterna av näringsämnen (kväve och fosfor) ökade, gynnades i stället förekomsten av grönalger. Humösa vatten med lågt pH-värde har ofta en liten andel kiselalger (Holopainen & Huttunen 1992). När ljus- och näringsmängden ökar i denna vattentyp gynnas därför i första hand andra algtyper än kiselalger.

När den nya skogen växer upp i vattendragens omgivning minskar vattendragens primärproduktion successivt till en lägre produktionsnivå. Detta beror på att beskuggningen och nedfallet av organiskt material från den uppväxande skogen ökar, samtidigt som näringsinflödet från hyggesytorna minskar (Murphy & Hall 1981, Webster et al. 1983 och 1992).

Primärproduktionen och förekomsten av påväxtalger är ofta förhöjd i 20-30 år efter avverkning (Murphy & Meehan 1991, Webster et al. 1992), men kan därefter minska till en nivå som är lägre än nivån innan avverkning (Murphy & Meehan 1991). Minskningen beror på att den planterade skogen är jämgammal och har större krontäckning över vattendraget än naturligt förnygrad skog (op cit.).

Påverkan på vattendragens bottenfauna

Förändringarna i avrinning, sedimenttransport, vattentemperatur, halten av näringsämnen och förekomsten av påväxtalger kan både gynna och missgynna bottenfaunaproduktionen. Störst betydelse har förändringarna i sedimenttransporten och förekomsten av påväxtalger. En ökad sedimenttransport leder till en minskad bottenfaunaproduktion medan en ökad förekomst av påväxtalger ofta stimulerar produktionen av bottenfauna (Murphy et al. 1981, Murphy & Hall 1981, Hawkins et al. 1983, Murphy et al. 1986). I en del fall kan en ökad sedimenttransport maskera effekterna av en ökad primärproduktion (Murphy et al. 1981), medan i andra fall kan motsatsen gälla. Hawkins et al. (1983) fann exempelvis ett negativt samband mellan bottenfaunans individtäthet och andelen fin sediment i botten substratet i skuggade vattendrag men ej i solexponerade vattendrag.

En förhöjd transport och deposition av sedimentmaterial på vattendragets botten efter avverkning påverkar både födotillgången och livsmiljön för bottenfauna. Flera författare har visat att en kraftigt ökad sedimenttransport och deposition minskar bottenfaunans individtäthet, biomassa och art-

antal (Tebo 1955, Chutter 1969, Gammon 1970, Iwamoto et al. 1978, Graynoth 1979, Cooper 1987, 1993, Gowns & Davis 1991, 1994). Speciellt missgynnade av en ökad transport av oorganiskt sedimentmaterial är filtrerande bottenfauna som vissa nattsländor (Trichoptera), mossdjur (Bryozoa) och musslor (Bivalvia), samt bottenfauna med stora ytliga gälffilament, t ex dagsländer (Ephemeroptera) (Cooper 1987). Även förekomsten av bäcksländor (Plecoptera) minskar medan förekomsten av fåborstmaskar (Oligochaeta) och fjädermyggor (Chironomidae) i vissa fall kan öka (Graynoth 1979). Skadligast för både bottenfauna och fisk är i allmänhet oorganiska sedimentpartiklar i storleksintervallet 0,1-3 mm (Iwamoto et al. 1978). Enligt Gammon (1970) kan sedimenttransporter i intervallet 40-120 mg/l reducera bottenfaunans individtäthet med 25-60%. Effekterna är beroende av vilken omfattning botten substratet förändras och hur länge sedimenttransporten är förhöjd. Gowns och Davis (1994) har visat att bottenfaunaförekomsten kan vara påverkad upp till åtta år efter avverkning.

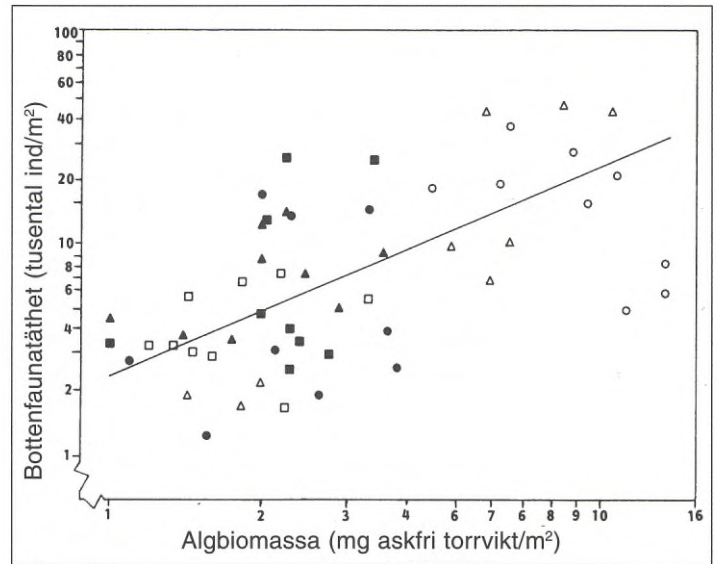
Den förhöjda produktionen av påväxtalger efter skogsavverkning gynnar däremot flera bottenfaunarter (Hawkins & Sedell 1981, Hawkins et al. 1982, Gregory et al. 1987). I allmänhet ökar både bottenfaunans individtäthet och biomassa när förekomsten av påväxtalger ökar (Murphy et al. 1981, Hawkins et al. 1982, Behmer & Hawkins 1986, Murphy et al. 1986, Wallace & Gurtz 1986). Bottenfaunans individtäthet är i regel direkt relaterad till påväxtalgernas biomassa (Figur 12). Produktionsökningen beror främst på en ökad födotillgång genom att algbiomassan ökar, men också på att påväxtalgerna har ett högre proteininnehåll och är lättare att bryta ned än löv och barr från den terrestra omgivningen (Triska et al. 1975). När algerna dör ökar dessutom födokvaliteten på vattendragets detritusmaterial (Hawkins & Sedell 1981, Murphy et al. 1981, Hawkins et al. 1982). Enligt Hawkins et al. (1982) ökar även den mikrobiella aktiviteten efter avverkning, vilket sannolikt förhöjer det organiska materialets näringsvärde ytterligare ett steg.

Särskilt under våren och försommaren, då påväxtalgerna når sin maximala biomassa, ökar bottenfaunans individtäthet. Under denna period ökar bland annat förekomsten av fjädermygglarver kraftigt (Garman och

Moring 1993). Senare under hösten när fjädermygglarverna har kläckt ut kan dock individtätheten i en del fall minska så kraftigt att den blir lägre än innan avverkning (op cit.). Efter avverkning förändras i regel bottenfaunans artsammansättning på sådant sätt att arter med kort livslängd och hög produktionspotential gynnas medan arter med en lång livslängd och en låg produktionspotential missgynnas.

Normalt domineras de mindre skogsvattendragens bottenfauna av fragmenterande bottendjur, t ex bäckslände- och nattsländelarver (Cummins 1974, Vannote et al. 1980), men när skogen avverkas fram till vattendragen ökar förekomsten av bottendjur som är betare och samlare, t ex dagslände- och fjädermygglarver (Newbold et al. 1980, Hawkins et al. 1982, Gurtz & Wallace 1984, Martin et al. 1985, Wallace & Gurtz 1986). Fragmenterarna, som har en ettårig eller flerårig livscykel, är detritusätare som lever av grovpartikulärt (>1 mm) organiskt material, oftast nedfallande barr- och lövmaterial från omgivningen (Gregory et al. 1987). Många betare och samlare, vilka utnyttjar påväxtalger som föda, har däremot korta livscyklar och ofta flera generationer under ett år (Hynes 1970). Tack vare detta kan de snabbt kolonisera nya biotoper och utnyttja en ökad födotillgång (Hynes 1970, Wallace & Gurtz 1986).

Speciellt dagsländelarver med en kort generationstid (t ex Baetidae och Caenidae) uppvisar en tydlig koppling till en ökad förekomst av påväxtalger och instabila förhållanden. Exempelvis fann Wallace och Gurtz (1986) att förekomsten av dagsländan *Baetis* spp. ökade kraftigt, upp till 20 ggr, i ett vattendrag i södra Appalacherna (USA) de första åren efter avverkning. I jämförelse med en opåverkad referens hade de påverkade vattendragen också en 30 ggr högre produktion av påväxtalger. Även förekomsten av andra dagsländelarver ökade efter avverkning, t ex familjen Ephemerellidae, men ökningen var ej lika tydlig som för *Baetis*. Analys av dagsländelarvernas maginnehåll visade att kiselalger var den dominerande födan och att larverna i det avverkningspåverkade vattendraget hade upp till 2 gånger fler kiselalger i maginnehållet jämfört med larverna i en opåverkad referens. När undersökningen upprepades 5 år senare hade produktionen av *Baetis* minskat kraftigt, samtidigt som algproduktionen hade minskat till en



Figur 12. Sambandet mellan bottenfaunans individtäthet (tusental individer/m²) och biomassan (mg askfri torrsvikt/m²) av påväxtalger i vattendragsavschnitt omgivna av gammal skog (kvadrater), skydds zoner (trianglar) och kalavverkade ytor (cirkular). Vattendrag i Alaska med vattendragsrang 2-4. n=54 lokaler. Ofyllda symboler representerar data från öarna Kuiu och Prince of Wales. Fyllda symboler representerar data från öarna Mitkof och Chichagof. Datapunkterna är medel av fyra prover för både bottenfauna och påväxtalger. Linjens ekvation: $\log(\text{bottenfauna}) = 0,76 \log(\text{algbiomassa}) + 0,46$, $r^2 = 0,34$, $P < 0,001$ (Murphy et al. 1986).

tiondel av tidigare värden (Wallace et al. 1990). Minskningen berodde främst på en ökad beskickning av vattendraget.

En ökad förekomst av dagslände- och fjädermygglarver efter avverkning redovisar också andra författare (Erman et al. 1977, Newbold et al. 1980 och Martin et al. 1985). Newbold et al. (1980) noterade en högre individtäthet av fjädermygglarver, dagsländelarver (t ex *Baetis* spp.) och bäcksländelarver av *Nemoura* sp. i avverkningspåverkade vattendrag jämfört med referensvattendragen. Liknande resultat redovisar Behmer och Hawkins (1986) från studier i Utah (USA) där de jämförde bottenfaunaförekomsten i skuggade vattendragsavschnitt (61% krontäckning) med solbelysta avsnitt (4% krontäckning) i samma vattendrag. De solbelysta avsnitten hade en högre medelbiomassa av fjädermyggor och av dagsländor (*Baetis* spp. och *Drunella* sp.) än de skuggade avsnitten. De skuggade avsnitten hade dock en större biomassa

av knottlarver (Simulidae, Diptera). Med knottlarverna undantagna var bottenfaunaproduktionen dubbelt så hög på solbelysta avsnitt jämfört med skuggade. Enligt Behmer och Hawkins (1986) berodde den höga produktionen på en riklig förekomst av påväxtalger och en därigenom förbättrad födotillgång och födokvalitet för bottendjuren.

Även Haefner och Wallace (1981) redovisar en ökad förekomst av dagsländorna *Baetis* spp. och *Ephemerella* spp. efter avverkning. I deras studie ökade också förekomsten av skalbaggen *Oulimnius* sp., nattsländan *Hydroptila* sp., bäcksländan *Nemoura* sp. och tvåvingar (Diptera) som *Tipula* spp., *Pericoma* sp. och knottlarver (Simulidae) efter avverkning. Däremot minskade individtätheten hos bäcksländan *Peltoperla maria* som tillhör gruppen fragmenterare (O'Hop et al. 1984). När undersökningen upprepades 10 år senare hade den avverkade ytan återbeskogats av kvävefixerande lövträd och dominansen av betande bottendjur hade övergått till dominans av fragmenterande bottendjur (Webster et al. 1990). Speciellt förekomsten av bäcksländan *P. maria* ökade när andelen lövträd ökade (op cit.).

Den uppväxande hyggesvegetationen producerar i många fall ett mera lättnedbrytbart och näringsrikt lövmaterial än den gamla skogen, vilket kan påskynda återgången till heterotrof produktion och ett fragmenterardominerat bottenfaunasamhälle. Detta styrks av de resultat Stout et al. (1993) redovisar där den totala produktionen av fragmenterare var högre i hyggespåverkade vattendrag med lövuppslag (11-årig lövskog) än motsvarande produktion i opåverkade vattendrag omgivna av gammal lövskog. Biomassan hos de fragmenterande bottendjuren var positivt korrelerad till den totala lövmängden i vattendragen och vissa arter uppvisade också en signifikant korrelation till enskilda lövtyper. Exempelvis var biomassan hos nattsländan *Pycnopsyche gentilis* signifikant korrelerad till mängden lättnedbrytbara löv (lönnlöv). Enligt Stout et al. (1993) har hyggespåverkade vattendrag ofta ett lövmaterial med högre födokvalitet och snabbare nedbrytning på grund av större andel näringsrika och lättnedbrytbara löv. Nedbrytningen påskyndas också av en förhöjd vattentemperatur och högre mikrobiell aktivitet.

Webster et al. (1990) redovisade tre orsaker till förändringarna i bottenfaunasam-

hället med tiden efter avverkning; 1) ett ökat inflöde av organiskt material från omgivningen, 2) en ökad födokvalitet hos det alloktona materialet, 3) en minskad primärproduktion på grund av ökad beskuggning av vattendraget. Trots att lövfallsvolymen i vissa fall kan vara återställd till 85% redan inom 7 år efter avverkning kan det dock ta upp till 20 år innan bottenfaunan har återgått till en dominans av fragmenterande bottendjur, (Webster et al. 1990). Detta beror bland annat på att det tar lång tid innan förekomsten och retentionen av partikulärt organiskt material har återställts i vattendragen efter avverkning (op cit.).

Förändringarna i bottenfaunans artrikedom och diversitet efter avverkning har studerats bara i några få fall. I Californien fann Newbold et al. (1980) att vattendrag, påverkade av 1-5 år gamla avverkningar, hade lika stort antal bottendjursarter som opåverkade referensvattendrag. Däremot var bottenfaunans diversitet (Shannons diversitetsindex) signifikant lägre i de avverkningspåverkade vattendragen. Den lägre diversiteten berodde på en kraftig dominans av enskilda arter, t ex dagsländan *Baetis* sp. och bäcksländan *Nemoura* sp. efter avverkning. Liknande dominans av några få arter direkt efter avverkning har redovisats av flera andra författare (Haefner & Wallace 1981, Hawkins et al. 1982, Stout et al. 1993). Även Noel et al. (1986) och Carlson et al. (1990) redovisar resultat som indikerar att avverkningspåverkade vattendrag kan ha lika stort artantal som opåverkade vattendrag.

I norra Sverige har Olsson (1995) studerat bottenfaunan i vattendrag med varierande avverkningspåverkan (beskuggningsgrad) och fann att bottenfaunans individförekomst och artantal hade optimum vid olika beskuggningsgrad i små, respektive medelstora vattendrag. I de små vattendragen (vattendragsrang 1-2) hade bottenfaunan en optimal täthet och maximalt artantal vid en beskuggningsgrad av 50-75%. I något större vattendrag (v-rang 3-4) var däremot bottenfaunans täthet och artantal störst vid en beskuggningsgrad av 25-50%, men i båda vattendragskategorierna hade gruppen fragmenterare sin största täthet vid 50-75% beskuggning. Påverkansgraden i Olssons studie är dock oklar eftersom den ej har tagit hänsyn till tiden efter avverkning och avverkningarnas omfattning annat än genom att mäta be-

skuggningsgraden. Dessutom har större vattendrag normalt en mindre beskuggningsgrad än små vattendrag, även i opåverkat tillstånd.

Påverkan på vattendragens fiskfauna

Skogsbrukets effekter på vattendragens fiskfauna har främst studerats i Nordamerika. Forskningen har varit koncentrerad till ett mindre antal forskningsområden i kontinentens västra och nordvästra delar. De vattendrag som har studerats är huvudsakligen mindre vattendrag (vattendragsrang 1-4), nära kusten eller vattendrag belägna högt upp i de större vattendragens källflöden. Flera av vattendragen utgör reproduktionsområden för havsvandrande laxfiskar. Exempel på fiskarter som har studerats är havsvandrande laxarter som hundlax/chum salmon (*Oncorhynchus keta*), silverlax/coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), havsvandrande regnbågsöring/steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) och havsvandrande malmaröding/Dolly Varden (*Salvelinus malma*), samt strömstationär regnbågsöring/rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) och strupsnittöring/cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*). Forskningen har visat att de mest betydelsefulla påverkansfaktorerna för fiskbestånden i samband med skogsavverkning är; 1) avrinningen, 2) vattenfårans stabilitet, 3) sedimenttransporten, 4) vattentemperaturen, 5) förekomsten och tillförseln av död ved och 6) fiskens födotillgång. Påverkansgraden är också beroende av vilka fiskarter som berörs. I allmänhet är laxfiskar mindre toleranta än exempelvis simpor och karpfiskar. Andra betydelsefulla faktorer är klimat, topografi, jordarter och utlakningen av näringsämnen.

Ett av de första forskningsprojekt som studerade effekterna av skogsavverkning på vattendrag och fiskbestånd var Alsea Watershed Study som startade 1958. Alsea ligger nära kusten i staten Oregon, USA. Resultaten har sammanfattats av Hall et al. (1987). Liknande studier har gjorts i norra Kalifornien, USA (Burns 1972). Ett annat område där omfattande forskning har genomförts är Carnation Creek området i British Columbia, Canada. Undersökningarna startade 1970 och en sammanfattning av resultaten har gjorts av Hartman och Scrivener (1990). Effekterna av skogsavverkning och anlagda skyddszoner har också studerats i sydöstra Alaska. Resultat från dessa studier har bl a

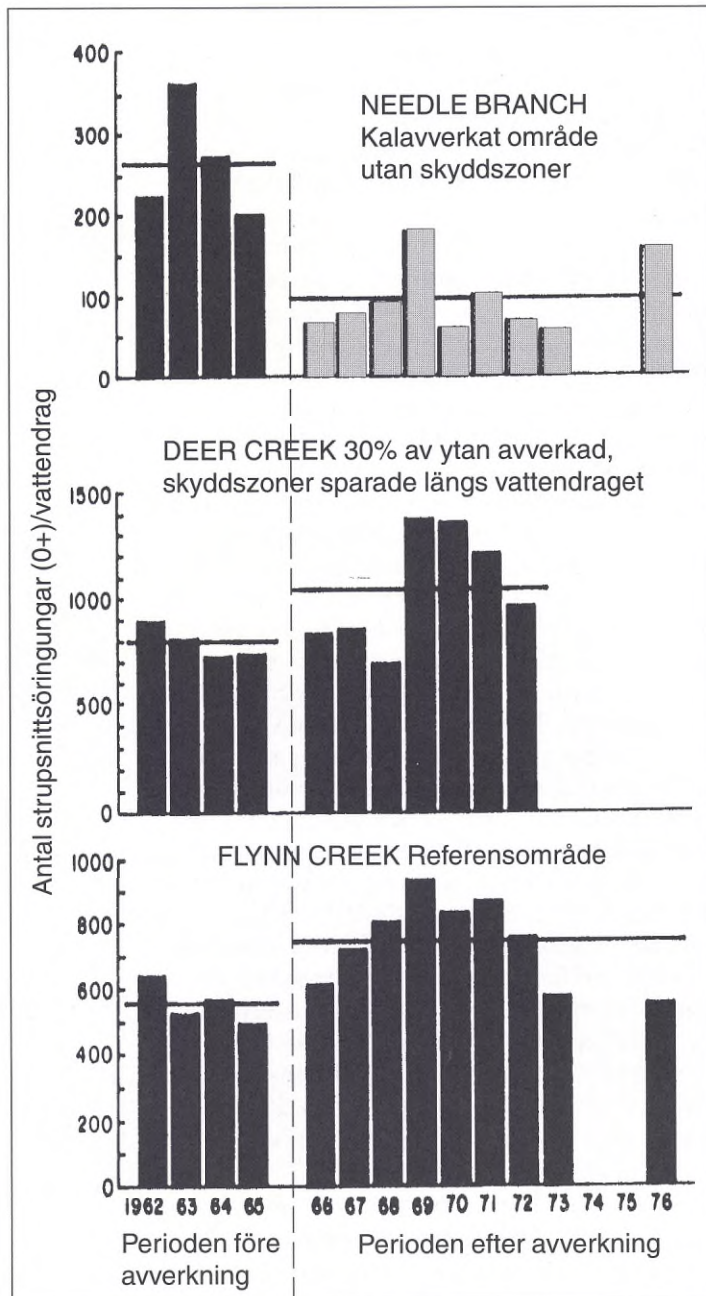
redovisats av Heifetz et al. (1986), Johnson et al. (1986), Murphy et al. (1986, 1987) och Thedinga et al. (1989). En omfattande forskning rörande fisk, skogsavverkning och skyddszoner har dessutom genomförts i Kas-kadbergen (Cascade mountains) på gränsen mellan Oregon och Washington i USA. Resultaten från dessa studier har sammanfattats av Gregory et al. (1987). Dessutom har Gibbons och Salo (1973) i en litteraturöversikt redovisat skogsbrukets påverkan på fiskbestånden i västra USA och Canada. Flera av de ovanstående resultaten har redovisats i en omfattande symposiumskrift rörande interaktioner mellan skogsbruk och fisk (Salo & Cundy 1987).

Forskningsresultaten som redovisades i slutet på 1960-talet indikerade nästan enbart negativa effekter av kalavverkning (Hall & Lantz 1969, Lantz 1971), men senare års forskning har visat en mer varierad bild där avverkningarna under vissa förhållanden, i varje fall temporärt, kan ha gynnsamma effekter på vattendragens fiskbestånd. När bottenfaunaproduktionen har ökat i vattendragen efter avverkning har också fiskens födotillgång ökat och därmed har även fiskens tillväxt och produktion ökat (Bisson & Sedell 1984, Murphy et al. 1986). Fisktillväxten har i vissa fall också gynnats av en förhöjd vattentemperatur i vattendragen (Hartman 1988, Holtby 1988, Thedinga et al. 1989). Vid större förhöjningar av vattentemperaturen eller när sedimenttransporten har ökat kraftigt efter avverkning har dock fiskproduktionen minskat (Ringler & Hall 1975, Graynoth 1979, Scrivener & Brownlee 1982, Tschaplinski & Hartman 1983, Bisson & Sedell 1984, Hall et al. 1987, Hicks et al. 1991b). En minskad fiskproduktion har också konstaterats vid minskad förekomst av död ved (LWD-material) och en minskad vattendragsstabilitet efter avverkning (Tschaplinski & Hartman 1983, Koski et al. 1984, Hartman et al. 1987, Bisson et al. 1987).

Effekter av förhöjda sedimenttransporter

I Alsea Watershed, Oregon, minskade förekomsten av silverlax och strupsnittöring när transporten av partikulärt oorganiskt material ökade upp till fyra gånger under de första åren efter avverkning (Hall & Lantz 1969, Moring & Lantz 1975, Hall et al. 1987). Speciellt örtingen påverkades mycket negativt och minskade till en tredjedel av tidigare före-

komst (Figur 13). Den lägre öringtäteten kvarstod hela studieperioden efter avverkning (10 år) beroende på att höga sedimenttransporter hade minskat lekbottnarnas permeabilitet och därmed försämrat fiskens reproduktionsmöjligheter (Hall et al. 1987). Förekomsten av lax och öring var dock oför-



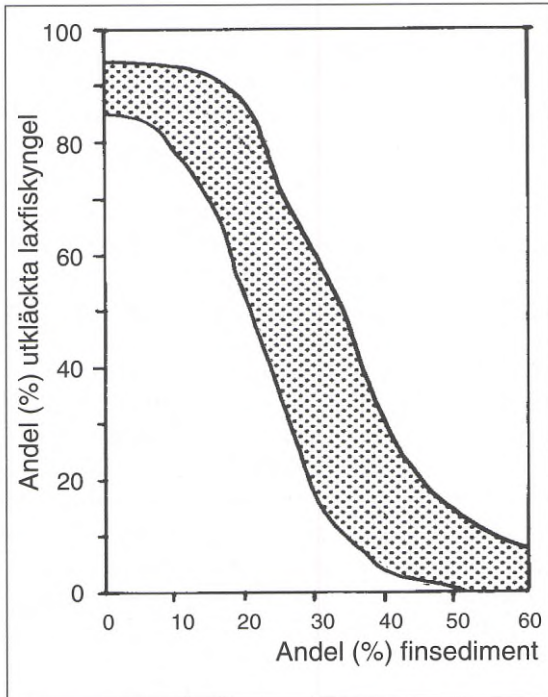
Figur 13. Antal strupsnittöringungar (0+) i tre vattendrag i Alsea watershed (Oregon) under opåverkade förhållanden, samt efter avverkning med och utan skyddszoner. Horisontella linjer anger medelvärdet för perioden före, respektive efter avverkning (Hall et al. 1987).

ändrad i referensvattendraget och där skyddszoner hade sparats. Även Scrivener & Brownlee (1989) redovisar en kvarstående påverkan på fiskens lekbottnar på grund av förhöjda sedimenttransporter upp till 10 år efter avverkning.

En lägre förekomst av öring på grund av förhöjda sedimenttransporter redovisar också Ahvonen och Jutila (1996). Efter avverkning och skyddsdikning var öringförekomsten 50% lägre än i opåverkade vattendrag. Enligt Jutila (1996) berodde detta främst på förhöjda transporter av sandmaterial och en försämrad överlevnad hos rommen i lekbottnarna. Även Degerman och Sers (1995) redovisar en lägre reproduktionsframgång för öring i avverkningspåverkade vattendragsavsnitt jämfört med opåverkade.

Ett stort antal studier har gjorts beträffande hur fiskens lekbottnar påverkas av en ökad sedimenttransport (Wickett 1958, Cordone & Kelley 1961, Karr & Schlosser 1978, Berkman & Rabeni 1987). En ökad sedimentation och igensättning av fiskens lekbottnar leder till en försämrad överlevnad hos rom och yngel hos laxfiskar (Wickett 1958, Cordone & Kelley 1961, Hall & Lantz 1969, Moring & Lantz 1975, Moring 1982, Everest et al. 1987, Olsson och Persson 1988, Scrivener & Brownlee 1989). Särskilt finsediment, som ofta består av lerpartiklar (0,005-0,1 mm) eller sand (0,1-2 mm), har en förödande effekt på funktionen hos fiskens lekbottnar (Iwamoto et al. 1978). I laboratorieförsök har man visat att när andelen finsediment (partiklar <2-6 mm) i lekgruset överstiger 10% minskar utkläckningen av yngel drastiskt (Figur 14), och vid 40% inblandning är rom- och yngelöverlevnaden endast omkring 10% (Björn & Reiser 1991). Liknande resultat redovisar Olsson och Persson (1988). De fann att när andelen sand i substratet uppgick till 20% var rom- och yngelöverlevnaden endast 28%.

Den förhöjda sedimenttransporten påverkar två viktiga egenskaper hos bottenmaterialet i fiskens lekbottnar; permeabiliteten och storleken på hålrummen i bottenmaterialet. Bottenmaterialets permeabilitet har betydelse för tillförseln och borttransporten av syre, koldioxid, ammoniumkväve och andra ämnen i rommens och ynglens ämnesättning (Wickett 1958). I regel föreligger det ett positivt samband mellan bottenmaterialets medelpartikelstorlek och porvattnets syrgashalt i lekbottnarna (Scrivener & Brown-



Figur 14. Andel (%) utkläckta laxfiskyngel i relation till andelen finsediment (< 2-6 mm) i lekbottenmaterialet (Bjornn & Reiser 1991).

lee 1989). Om hålrummen i bottenmaterialet är för små kan det också förhindra eller försvåra gulesäcksynglens rörelse och uppkrypning ur bottenmaterialet (Phillips 1971). När förhöjda sedimenttransporter kvarstår under en längre tid och finsedimentet omlagras djupare ned i fiskens lekbottnar erhålls långvariga och ibland permanenta effekter på fiskens rom- och yngelöverlevnad (Hartman et al. 1987). Hartman et al. (1987) och Bisson et al. (1987) hävdar att förändringar i lekbottenmaterialets sammansättning och stabilitet på grund av förhöjda sedimenttransporter nästan alltid medför en minskad fiskförekomst i vattendragen. Speciellt gäller detta vattendrag med stora flödesvariationer (Scrivener & Brownlee 1989).

Effekter av förhöjda vattentemperaturer

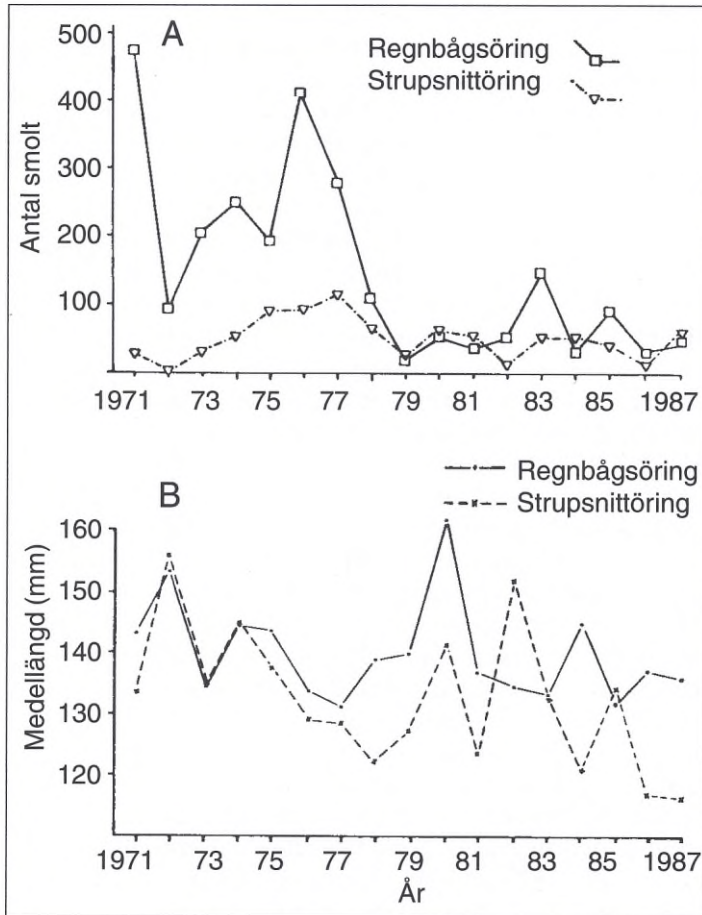
Förhöjda vattentemperaturen efter avverkning kan öka dödligheten hos kallvattenfiskar som lax och öring (se avsnittet om temperaturtolerans). Dessutom kan fiskens tillväxt påverkas (både negativt och positivt) av förhöjda vattentemperaturer (Edwards et al. 1979, Holtby 1988). Holtby (1988) fann exempelvis att tillväxten hos 1-åriga eller äld-

re coholaxar minskade samtidigt som tillväxten hos årsungarna förbättrades när vattentemperaturen i genomsnitt steg 1-3 grader under sommaren efter avverkning.

En förhöjd vattentemperatur kan dessutom orsaka långsiktiga förändringar i fiskens livscykel när temperaturen blir förhöjd året runt eller under vinterhalvåret, vilket studierna i Carnation Creek har visat (Hartman 1988, Holtby 1988, Holtby & Scrivener 1989, Hartman & Scrivener 1990). Studierna i Carnation Creek (kustmynnande vattendrag i sydvästra Canada) identifierade fem distinkta förändringar i laxfiskarnas (lax och öring) livscykel som var relaterade till temperaturhöjningen. De förändringar som noterades var 1) accelererad embryoutveckling och en tidigare yngelkläckning, 2) större storlek hos årsynglen på grund av längre tillväxtperiod, 3) bättre vinteröverlevnad tack vare en större storlek, 4) fler och större ettåriga smolt och färre tvååriga smolt, och 5) tidigare utvandring av smolt, både till ålder och tidsperiod. Temperaturförändringarna i Carnation Creek efter avverkning resulterade i en ökad tillväxt hos årsungar och en ökad utvandring av 1-åriga smolt (Hartman & Scrivener 1990). På grund av den ökade utvandringen av 1-åriga öringsmolt från Carnation Creek minskade utvandringen av 2-åriga smolt och därmed också medelstorleken på de utvandrande öringsmolten. (Figur 15A, B).

Den ökade utvandringen av ettåriga smolt och tidigare utvandringen av tvååriga smolt till havet resulterade i en sämre överlevnad till vuxen fisk (Holtby 1988). Nettoeffekten av avverkningarna i Carnation Creek har därför varit en minskad återvandring av lekfisk och en större variation i återvandringen flera år efter avverkning (Holtby & Scrivener 1989, Hartman & Scrivener 1990, Tschaplinski 1996). I Carnation Creek var huvuddelen av temperaturens påverkan på fiskbeståndet kopplad till en förändrad temperaturregim med relativt små förändringar under sensivinter och vår.

Förändringarna i temperaturregimen kan också påverka fisksamhällets artsammansättning genom att andra mer värmetoleranta arter än laxfiskar gynnas (Karr & Schlosser 1978, Murphy & Hall 1981, Schlosser 1991, Olsson 1995). Även förändringarna i primär- (påväxtalger) och sekundärproduktionen (bottenfauna) kan påverka fisksamhällets artsammansättning genom att vissa fis-



Figur 15 A. Antal utvandrande öringsmolt (regnbågsöring och strupsnittöring) från Carnation Creek 1971-87. 15 B. Medelstorlek hos utvandrande öringsmolt i Carnation Creek 1971-87 (Hartman & Scrivener 1990).

karter gynnas medan andra arter missgynnas. Enligt Karr (1981) präglas påverkade fisksamhällen av dominans av födogeneralister (omnivorer) medan födospecialister missgynnas. Garman och Moring (1993) redovisar resultat från Maine (USA) som exemplifierar detta. De undersökte produktionen hos två karpfiskar före och efter avverkning och fann att produktionen av födogeneralisten *Semotilus atromaculatus* (creek chub) ökade efter avverkning samtidigt som produktionen av födospecialisten *Rhinichthys atratulus* (blacknose dace) minskade under samma period.

Effekter av en ökad primärproduktion

I havspåverkade områden där temperaturförändringarna efter avverkning är relativt små kan en ökad solinstrålning och ökad produk-

tion av påväxtalger stimulera produktionen av botten djur och därmed även fiskproduktionen genom att fiskens födotillgång ökar (Scrivener & Andersen 1984, Grant et al. 1986, Beschta et al. 1987). I Kaskadbergen som ligger nära stillahavskusten i Oregon ökade exempelvis produktionen av strupsnittöring efter avverkning, särskilt i högt belägna vattendrag med en brant gradient (Murphy et al. 1981, Murphy & Hall 1981, Bisson & Sedell 1984, Gregory et al. 1987). En ökad födotillgång ansågs vara den primära orsaken till öringens högre produktionsnivå eftersom bottenfaunans individtäthet ökade efter avverkning. Exempelvis ökade förekomsten av fjädermygglarver (Chironomidae) och dagsländor (Ephemeroptera, Baetidae) efter avverkning. Båda grupperna utgör viktiga bytedjur för fisken. Avverkningen ansågs också öka födotillgängligheten för fisken, eftersom både dagsländelarver och fjädermygglarver är botten djur som ofta förekommer som driftfauna (Wilzbach & Hall 1985, Wilzbach et al. 1986). I första hand gynnas produktionen av årsungar hos öring och lax av en ökad födotillgång, eftersom ökningen i bottenfaunans individtäthet är mest uttalad under sommaren (Murphy et al. 1981, 1986).

Dessa gynnsamma effekter med förhöjd fiskproduktion har dock i regel varit kortlivade och upphört några år efter avverkning. När skogen sluter sig över vattendraget så minskar fiskproduktionen igen. Ofta är fiskproduktionen förhöjd bara under en 10-15 års period (Murphy et al. 1981, Hawkins et al. 1983, Wilzbach et al. 1986). Enligt Wilzbach (1989) föreligger ett omvänt förhållande mellan strandvegetationens ålder och öringproduktionen, vilket innebär att när skogen blir äldre så minskar vattendragets produktionsförmåga. Detta gäller speciellt barrträdsbestånden som har ett näringsfattigt och svårnedbrytbart nedfallsmaterial (op cit.). I Skottland där omfattande barrskogsplanteringar (huvudsakligen gran) har genomförts har fiskproduktionen minskat i många vattendrag när barrskogen har vuxit upp och slutit sig runt vattendraget (Mills 1967, 1969, Smith 1980, Egglisshaw 1985). Enligt Smith (1980) skuggar dock en planterad granskog vattendragen i betydligt större omfattning än vad en naturskog gör.

Vattendrag med liten beskuggning har ofta en högre produktion av botten djur och årsungar av fisk än kraftigt skuggade vat-

tendrag (Murphy & Hall 1981, Hawkins et al. 1983, Bisson & Sedell 1984, Murphy et al. 1986, Wilzbach 1989, O'Grady 1993). Vid undersökningar i Irland fann exempelvis O'Grady (1993) att vattendragsavsnitt med mycket täta bestånd av lövträd och buskar hade en lägre täthet av lax- och öringungar än i mindre beskuggade vattendragsavsnitt. Enligt O'Grady var fiskförekomsten negativt korrelerad till längden på de beskuggade vattendragsavsnitten. Den lägre fiskförekomsten ansågs bero på en lägre födotillgång, eftersom bottenfaunaförekomsten var lägre på dessa avsnitt.

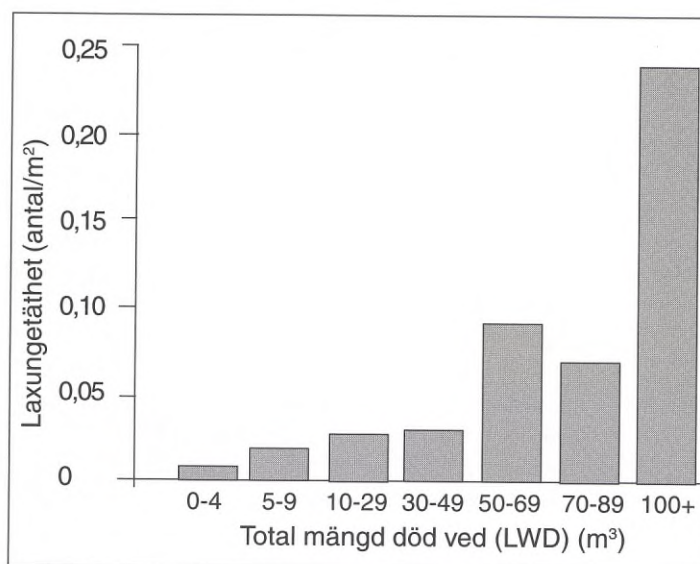
I områden med kontinentalt klimat, dvs varma somrar och kalla vintrar, har man där emot ej erhållit samma positiva korrelation mellan ökad primärproduktion och ökad fiskproduktion (Platts & Nelson 1989). Platts och Nelson (1989) studerade fiskförekomsten i vattendrag med varierande krontäckning och solinstrålning i mellanvästern i USA och konstaterade att fiskbiomassan var negativt korrelerad till mängden infallande ljus. I Sverige undersökte Olsson (1995) förekomsten av bäckröding, elritsa och öring i vattendrag med varierande beskuggning och fann att tätheten av bäckröding hade en positiv korrelation till en högre beskuggningsgrad i de mindre vattendragen. För elritsa erhöles motsatt resultat med en högre förekomst på avsnitt med liten beskuggning. Öringtätheten var mer oberoende av beskuggningsgraden och uppvisade ett mönster med hög täthet både på kraftigt skuggade och solbelysta vattendragspartier. Denna täthetsfördelning berodde på att tätheten av årsungar var hög på lokaler med liten beskuggning medan förekomsten av äldre fisk var störst i kraftigt beskuggade vattendrag.

Skillnaderna mellan områden med kustklimat och kontinentalt klimat beror sannolikt på att i områden med kalla vintrar och varma somrar begränsas fiskförekomsten i större utsträckning av vattentemperaturen (såväl sommar som vinter) än av vattendragens primärproduktion. De positiva effekterna av en ökad födotillgång motverkas av de negativa effekterna av höga, respektive låga, vattentemperaturer.

Effekter av en minskad förekomst av död ved

Även om vattendragen ligger kustnära kan dock svåra vinterförhållanden motverka effekterna av en ökad fiskproduktion under

sommarhalvåret. I sydöstra Alaska har exempelvis flera undersökningar redovisat en ökad produktion av laxungar under sommarhalvåret de första åren (1-12 år) efter avverkning, men på grund av en försämrade vinteröverlevnad minskade trots detta mängden utvandrande smolt jämfört med opåverkade vattendrag (Johnson et al. 1986, Koski et al. 1984, Murphy et al. 1986). Enligt Murphy et al. (1986) ökade produktionen av laxungar i vattendrag där förekomsten av påväxtalger och bottenfauna ökade kraftigt efter avverkning. Den försämrade vinteröverlevnaden var kopplad till en minskad tillgång på vinterståndplatser i vattendragen efter avverkning (Koski et al. 1984, Murphy et al. 1984, 1986, Heifetz et al. 1986). Exempelvis minskade förekomsten av höljar med överliggande skydd i form av trädstammar, samt förekomsten av överhängande strandbankar (op cit.). Provfisken som genomfördes vintertid visade att laxungetätheten under vintern var positivt korrelerad till mängden död ved (LWD) i vattendragen (Figur 16). I opåverkade områden med gammal skog begränsades fiskproduktionen av en låg primärproduktion under sommaren, men vinteröverlevnaden var god tack vare en riklig tillgång på vinterståndplatser (Koski et al. 1984). Individtätheten hos den äldre fisken var i allmänhet positivt korrelerad till mängden död ved i vattendragen (Murphy et al. 1986, Thedinga et al. 1989).



Figur 16. Tätheten av laxungar (coho salmon) under vinterhalvåret i vattendrag i sydöstra Alaska i relation till mängden (m³) död ved (LWD) i vattendragen (Murphy et al. 1984).

En förlust av vinterståndplatser och försämrad vinteröverlevnad hos såväl ungar som äldre fisk efter avverkning har även konstaterats i Canada (British Columbia) och i Oregon i nordvästra USA (Tschaplinski & Hartman 1983, 1986, Scrivener & Anderson 1984, Bisson et al. 1987). Förändringarna i vinteröverlevnaden har ofta varit långlivade och kvarstått en mycket lång tid efter avverkning (35-50 år), trots att ny skog har vuxit upp (Bisson et al. 1987, Hall et al. 1987). Koski et al. (1984) och Bisson et al. (1987) hävdar att destabiliseringen av vattendragen och förlusten av vinterståndplatser förmodligen är den viktigaste orsaken till en minskad fiskförekomst efter avverkning i nordligt belägna vattendrag. Speciellt uttalad har bristen på ståndplatser varit när vattendragen har rensats från trädmateriale efter avverkning eller när det befintliga trädmaterialet (LWD) har transporterats bort av en ökad vattenföring. I vattendrag där hyggesrensningar har genomförts har fiskförekomsten ofta varit lägre än i orensade vattendrag oavsett om rensningarna hade gjorts selektivt eller ej (Doll-off 1986).

Jordbrukets påverkan

I jordbrukslandskapet har åtgärder som sjösänkning, utdikning, dränering och kanalisering kraftigt reducerat våtmarks- och vegetationsförekomsten längs vattendragen (Möller 1984, Allan & Flecker 1993, Krug 1993, Allan 1995). I Kävlingeåns vattensystem i Skåne har t ex odling och dränering medfört att ca 84% av våtmarkerna i åns avrinningsområde har försvunnit sedan odlingsverksamheten började under 1800-talet (Wolf 1956). Totalt för hela Sverige beräknas ca 600 000 ha torvmark ha dikats för jordbrukets odlingsverksamhet. I södra Sveriges slättbygder är det ej heller ovanligt att mer än 50% av åkermarken är täckdikad (Andersson 1986). Elimineringen av vegetationen längs vattendragen och markdräneringen har tillsammans med det intensiva åkerbruket medfört en förändrad avrinning, en ökad uttransport av sediment och näringsämnen, samt högre vattentemperaturer på sommaren och lägre på vintern (Karr & Schlosser 1978, Schlosser & Karr 1981, Schlosser 1991, Vought et al. 1991, 1994, Allan & Flecker 1993).

Påverkan på avrinning

Genom den effektiva dräneringen har de jordbrukspåverkade vattendragen en snabb avrinning och stora fluktuationer mellan hög- och lågvattensavrinning (Schlosser 1991). De stora skillnaderna mellan låg- och högvattenflöden medför ett instabilt bottensubstrat i vattendragen (op cit.). Dräneringen medför också att endast en mindre del av nederbörden bildar grundvatten som sedan successivt kan avrinna till vattendragen. Dräneringen av åkermarken sänker dessutom grundvattennivån i vattendragens omgivning och därmed försämras både markens denitrifikationskapacitet och vattentillgången för eventuell kvarvarande strandvegetation under sommarhalvåret (Karr & Schlosser 1978, Andersson 1986, Allan & Flecker 1993).

Påverkan på utflödet av näringsämnen (kväve och fosfor)

Det omfattande näringsläckaget från den brukade (och gödslade) jordbruksmarken utgör ett stort problem för såväl sjöar och vattendrag som kustnära marina miljöer. Utläckaget av fosfor från åkermark har exempelvis beräknats utgöra 50% av den totala fosfortillförseln till Ringsjöarna i Skåne (Ryding 1984). Näringsämnestransporten till vattendragen sker både via ytavrinning och grundvattenavrinning. Huvuddelen (>70%) av fosfor transporterats till vattendragen bunden till fina lerpartiklar och tillförs därför vattendragen huvudsakligen via markerosion och ytavrinning under perioden vinter-vår i samband med höga flöden och otjälad mark (Cooper et al. 1987a, b, Sharpley & Smith 1990, Ekholm et al. 1991, Vought et al. 1994). Majoriteten av kvävet (>80%) transporterats däremot till vattendragen i löst form som $\text{NO}_3\text{-N}$ via ytligt grundvatten (Sharpley & Syers 1981, Jansson et al. 1991, Vought et al. 1991, Simmons et al. 1992).

Kväve- och fosforförluster i storleksordningen 20-30 kg N/ha och år, respektive 0,3-0,5 kg P/ha och år, är vanligt förekommande i svenska jordbruksområden (Andersson 1986). Markens kväveutlakning regleras av avrinningens omfattning och fördelning under året, samt mängden nitrat i marken. I södra Sverige sker en stor del av näringsämnestransporten under vintern då både nederbörd och avrinning är hög (op cit.). Under denna period är också avrinningsvattnets

kvävehalt störst eftersom växtnäringsförlusterna generellt ökar med avrinningen. Lätta sandjordar anses allmänt förlora mera kväve än lerjordar (Andersson 1986).

En kväveutlakning på mer än 30 kg N/ha och år motsvarar i regel en nitrathalt som överstiger hälsogränsvärdet 11,3 mg NO₃-N/l. Särskilt i områden med sandjordar, hög avrinning och intensiv jordbruksdrift kan det förekomma mycket höga nitrathalter i avrinningsvattnet. I södra Sverige har exempelvis nitrathalter upp till 22 mg/l uppmätts (Andersson 1986)

Påverkan på markerosion

En stor betydelse för näringsläckaget från jordbruksmarken har markerosionen. I jordbruksområden med intensivt åkerbruk kan både mark- och stranderosionen vara omfattande. Undersökningar i England indikerar att 5% av jordbruksarealen är utsatt för erosion varje år, och att vissa år kan den berörda arealen vara så hög som 15% (Morgan 1992). Enligt Morgan (1992) har erosionskänsliga områden ofta en årlig uttransport av 1-5 ton/ha. Liknande resultat har redovisats för sydsvenska jordbruksmarker (Alström & Bergman 1988, Alström & Åkerman-Bergman 1991). De viktigaste faktorerna i erosionsprocessen är markens lutning, markens erosionskänslighet, intensiteten i snösmältning och regn, samt graden av vegetationstäckning (Clinnick 1985). Lerjordar är i regel mer erosionsbenägna än många andra jordarter (Alström & Bergman 1988). Markerosionen utgör ett betydande bidrag till det förhöjda utläckaget av näringsämnen. Särskilt fosforförlusterna är kopplade till en ökad markerosion. Markerosionen är beroende av ytavrinningens intensitet och markytans erosionsbenägenhet.

Påverkan på miljö kvalitet och biologisk mångfald

Utfloendet av näringsämnen och sedimentmaterial från jordbruksmarken försämrar vattendragens vattenkvalitet. Enligt en landsomfattande studie i USA svarade indirekta föroreningar från jordbruksområden för 64% av de observerade försämringarna i vattendragens vattenkvalitet (Cooper 1993). De viktigaste föroreningstyperna var förhöjda sedimenttransporter, samt förhöjda halter av bekämpningsmedel, näringsämnen och löst organiskt material.

Förhöjda halter av bekämpningsmedel (insekts- och växtgifter) innebär risk för akut-toxiska effekter och subletala effekter på fisk och bottenjur. En hög sedimenttransport missgynnar både fauna och flora eftersom den resulterar i ett löst och instabilt bottenstrat som ständigt omlagras via erosion och sedimentation. Exempelvis begränsas produktionen av alger och bottenfauna av det instabila bottenstratet (Cooper 1993). Sedimentomlagringen förstör dessutom fiskens lekbottnar, vilket gör att bottenlekande fiskarter drabbas av reproduktionsstörningar (op cit.). Det ökade utflödet av sediment och näringsämnen ökar förekomsten av rotad högre vegetation som bladvass och kaveldun i vattendragen. Igenväxningen leder i sin tur till en ökad syrgastäring, samt en minskad vattenhastighet och därmed ytterligare en förhöjd sedimentation av transporterat ler-material (Wade 1996). På grund av den sänkta vattenhastigheten höjs också vattennivån i vattenfåran och den närliggande marken, vilket ökar översvämningens frekvensen och behovet av rensning (op cit.).

På grund av den försämrade vattenkvaliteten och de redovisade förändringarna i bottenstratet är den semi-akvatiska och akvatiska faunans mångfald och produktion ofta kraftigt reducerad i odlingslandskapets vattendrag (Karr & Schlosser 1978, Allan & Flecker 1993, Cooper 1993, Allan 1995). Bristen på buffrande strandmiljöer i form av våtmarker och trädbevuxna strandzoner förstärker dessutom effekterna av föroreningarna. Enligt Cooper (1993) är anläggning av skydds-zoner den mest kostnadseffektiva åtgärden för att skydda den biologiska mångfalden i vattendragen.

Kumulativa effekter

Med kumulativa effekter avses den samlade påverkan som fler olika aktiviteter inom avrinningsområdet har givit upphov till. Små effekter i flera mindre avrinningsområden kan t ex ackumuleras till stora effekter nedströms i vattensystemen och i många fall beror effekterna på en förlust av funktionella strandmiljöer som strandskogar och våtmarker (Preston & Bedford 1988). På grund av att effekterna ackumuleras under en lång tid är de dåligt studerade. Det råder därför en brist på kunskap om de kumulativa effekternas omfattning och betydelse för flora och fauna.

Enligt Beanland et al. (1986) kan kumulativa effekter uppstå på följande sätt:

- Flera på varandra följande störningar kommer så tätt i tiden att återhämtning ej hinna ske.
- Störningarna överlappar varandra i rummet eller uppträder så nära varandra att effekterna ackumuleras.
- Genom interaktioner (synergism) mellan flera olika störningar kan effekter uppstå som både kvalitativt och kvantitativt skiljer sig från de enskilda störningarna.
- Enskilda störningar kan medföra en kedja av händelser som med tiden indirekt påverkar vattendragen.
- Störningarna medför små gradvisa förändringar som kan vara tilltagande eller avtagande.

Chamberlin et al. (1991) identifierade följande fem huvudkategorier av kumulativa effekter i samband med skogsavverkning.

1. förändringar i flödesregimen
2. destabilisering av vattendragens strandkanter
3. ökad erosion och transport av erosionsmaterial
4. minskat inflöde (främst LWD) och retention av organiskt material
5. förändringar i temperaturregimen

Kumulativa effekter har studerats speciellt vad gäller förändringar i flödes- och temperaturregimen, samt erosion och sedimenttransport i vattendragen (Beanlands et al. 1986, Petersen et al. 1987, Preston & Bedford 1988, Chamberlin et al. 1991, Franklin 1992). Det är känt att kumulativa förändringar i vattentemperaturen kan förändra fiskens beteenden och habitatval (Baltz et al. 1987). Effekter på avrinning och sedimenttransport medför ofta allvarliga konsekvenser för den strömlevande faunan (Chamberlin et al.

1991). När flera avverkningar berör ett avrinningsområde är det därför viktigt att beakta de kumulativa effekterna även om avverkningarna görs under en längre tidsperiod (t ex 10-15 år). Ofta medför också flera på varandra följande avverkningar i vattendragens biflöden en större påverkan på huvudvattendraget än en enskild avverkning intill huvudvattendraget.

Hydrologiska modeller för analys, utvärdering och prognos av kumulativa effekter efter skogsavverkningar har utvecklats av flera författare (Belt 1980, Klock 1985, Brandt et al. 1988). Analys och utvärdering av kumulativa effekter kräver ett större geografiskt och tidsmässigt perspektiv än analysen av enskilda effekter. Preston och Bedford (1988) betonar behovet av att identifiera värdeområden och påverkansområden (t ex enskilda våtmarker och avrinningsområden) ur ett landskapsperspektiv. De föreslår en metod för utvärdering av kumulativa effekter utgående från tre grundläggande funktioner hos våtmarkerna; utjämning av flödesvariationer, upptag av sediment, metaller och näringsämnen, samt funktionen som livsmiljö och spridningskorridor för växter och djur. Beträffande våtmarkerna föreslår de att särskild vikt läggs vid en funktionell klassificering av våtmarkerna och en utvärdering av våtmarkernas funktion ur ett landskapsperspektiv. Exempelvis bör man studera förhållandet mellan funktion och yta med avseende på upptag av sediment och näringsämnen, samt betydelsen som livsmiljö för vissa våtmarksbundna arter. Av stor betydelse är också att studera förhållandet mellan funktion och belastning. Enligt Preston och Bedford (1988) analyseras kumulativa effekter bäst genom att studera betydelsen av våtmarksförlusterna för vattendragens produktion och biologisk mångfald.

Skogsavverkningar i form av kalhyggen har generellt ökat avrinningen i vattendragen och medfört mer uttalade flödestoppar. Avrinningen har vanligtvis varit förhöjd tills ny skog har etablerats, dvs under en period av 20-30 år. Den förhöjda avrinningen har även ökat erosionen och materialtransporten i vattendragen. Dessutom har avverkningarna ökat utlakningen av näringsämnen och påverkat vattendragens vattentemperatur så att förhöjningar har erhållits sommartid medan sänkningar har förekommit vintertid. Den ökade solinstrålningen och näringstillgången efter avverkning har också ökat förekomsten av påväxtalger i vattendragen. Andra effekter som har registerats efter avverkning är en minskad tillförsel av partikulärt organiskt material som löv, barr och död ved. Nedfallet av löv och barr i regel återställt inom en 30 års period, men det kan ta mellan 50 och 200 år innan förekomsten av död ved har nått de ursprungliga nivåerna i vattendragen.

Den rikliga förekomsten av påväxtalger efter avverkning har även påverkat förekomsten av bottenfauna och fisk. Genomförda studier har visat bottenfaunans individtäthet ökar efter avverkning och att bottenfaunans artsammansättning förändras så att arter beroende av lövmaterial ersätts av arter som lever av påväxtalger. Vanligtvis sker dock inga större förändringar i det totala antalet arter. Den ökade förekomsten av bottendjur efter avverkning har i en del fall också medfört en ökad fiskförekomst, t ex har förekomsten av lax-öringungar ökat under sommaren. Produktionsökningen under sommarhalvåret har dock i regel motverkats av brist på lämpliga ståndplatser för fisken under vintern, ofta på grund av en minskad förekomst av död ved efter avverkning. När avverkningarna har orsakat en ökad vattentemperatur eller ökad sedimenttransport i vattendragen har dödlighet hos rom, yngel och vuxen fisk i regel ökat.

Även i jordbrukslandskapet har markanvändningen förändrat avrinningen och förorsakat mer uttalade flödestoppar. Dessutom har elimineringen av våtmarker och den intensiva odlingsverksamheten kraftigt ökat uttransporten av sediment och näringsämnen och medfört en eutrofiering av vattendrag, sjöar och hav.

När flera brukningsåtgärder genomförs inom ett och samma avrinningsområde kan det uppstå kumulativa effekter. Flera mindre effekter i områdets övre delar kan ackumuleras till större effekter nedströms med allvarliga konsekvenser för den strömlevande faunan. Särskilt uttalade är effekterna vid förändringar i vattendragens flödes- och temperaturregim, samt förändringar i erosionsförhållanden och transport av erosionsmaterial.

Strandmiljöernas betydelse och funktion som skydds-zoner

Strandmiljöernas höga biologiska mångfald och stora ekologiska värden i landskapet är starka argument för att dessa miljöer bör bevaras eller restaureras. Även deras stora betydelse för vattendragen som buffert eller skydd mot olika typer av påverkan talar för detta. Strandmiljöernas funktion som skydds-zoner utgör ofta en förutsättning för att kunna bevara eller återställa vattendragens funktion och biologiska mångfald.

I princip skall skyddszonerna omfatta all strand- och våtmarksvegetation intill vattendragen och en del av fastmarksvegetationen, dvs hela ekotonen mellan den akvatiska och terrestra miljön. Zonernas bredd och areella omfattning begränsas dock ofta av ekonomiska skäl och bristande hänsyn vid olika nyttjandeformer inom skogs- och jordbruk. I vissa fall har de bara omfattat några meter gräsbevuxen mark intill vattendragen.

I litteraturen finns en rik flora av benämningar på skydds-zoner. Svenska benämningar är t ex skydds-zon, buffertz, skydds-ridå, kantzon och skärm. I internationell litteratur används begrepp som *buffer strips*, *leave strips*, *stream corridors*, *stream buffer*, *streamside zones*, *streamside management zones*, *riparian zones*, *riparian buffer strips*, *filter strips*, *protective zones*, *shelterbelts* och *greenbelts*. Begreppen är i stort sett synonyma även om vissa grad- och skalskillnader finns. Med *filter strips* avses t ex vanligen smala gräsbevuxna skydds-zoner mellan åkermarken och vattendragen medan begreppen *stream corridors* och *greenbelts* avser breda trädbevuxna spridningskorridorer längs vattendragens sträckning.

De avsatta skyddszonernas bredd och utformning varierar med syfte, nyttjandeform och lokala förutsättningar. Beroende på syftet och vilka hänsyn som tas varierar också deras effektivitet att skydda vattendragen. Avsättningen av skydds-zoner har dessutom olika innebörd i skogs- respektive jordbrukslandskapet. I skogslandskapet har det vanligen betydelsen att spara den ursprungliga vegetationen längs vattendragen i tillräcklig omfattning. I jordbrukslandskapet innebär avsättande av skydds-zoner ofta att den naturliga strand- och våtmarksvegetationen förbättras eller återskapas genom olika åtgärder.

Bevarandet och återskapandet av strandmiljöerna påverkar flera viktiga habitatfaktorer som är styrande för vattendragens produktionsförmåga och biologiska mångfald (se avsnittet om strandmiljöernas ekologiska betydelse). En avgörande betydelse för vattendragens biologiska produktion har följande faktorer; 1) vattenregimen, 2) vattenkvalitet, 3) solinstrålning och vattentemperatur, 4) inflödet av organiskt material.

I följande avsnitt görs en genomgång av strandmiljöernas betydelse, funktion och effektivitet som skydds-zoner för vattenmiljön och dess biota (växter, bottenfauna och fisk) ur olika aspekter med huvudinriktning på skogslandets vattendrag.

Avrinning och erosion

Skyddszonernas begränsning av förändringar i avrinningen

Skogbevuxna strandområden och våtmarker reducerar i allmänhet avrinningen och fungerar utjämnande på flödestopparna i vattendragen (Moring 1975, Smith 1992, De Laney 1995). Strandskogen verkar dämpande på avrinningen både genom en reduktion av vattenhastigheten och genom de växande trädens vattenupptag. Det innebär att bevarande av våtmarker och sparande av skydds-zoner vid avverkning verkar dämpande på avrinningsökningarna efter avverkning. I Alsea watershed, Oregon, ökade avrinningen bara 5% när 30 m breda skydds-zoner hade lämnats längs vattendraget, men ökade med 27% när skydds-zoner saknades (Moring 1975). Även Smith (1992) redovisar resultat som visar att beskogade strandzoner kan begränsa avrinningens och flödestopparnas storlek. Plantering av tall i 25-35 m breda skydds-zoner längs två små vattendrag av 1:a ordningen inom ett större betesmarksområde minskade avrinningen med 21-55% när tallarna var 8-10 år gamla jämfört med avrinningen i ett referensområde utan träd längs vattendraget. Skyddszonerna omfattade ca 20% av avrinningsarealen. De mindre flödestopparna visade en minskning, men däremot ej de större flödestopparna. Den uteblivna effekten på de större flödestopparna antogs bero på en låg infiltrationshastighet i marken och stor andel ytavrinning vid hög nederbörd (op cit.).

Förekomsten av höga flöden minskar vanligtvis med en ökad andel våtmarksområden i avrinningsområdet (De Laney 1995). Enligt Demissie och Kahn (1993), som studerade vattenregimen i små till medelstora vattendrag i Illinois, kan flödestopparna reduceras med 3,7%, och högvattensflödet med 1,4%, för varje procents ökning av våtmarksandelen i ett avrinningsområde. En våtmarksandel på 10% reducerar således flödestopparna med 37% och högvattensflödet med 14%. Liknande resultat redovisar Novitzki (1985) som fann att vattendrag med en våtmarksandel på 5% reducerade högvattensflödet med 50% jämfört med vattendrag som saknade våtmarker i avrinningsområdet. Ett annat exempel på strand- och våtmarkernas betydelse som flödesbuffert är att reduktionen av strand- och våtmarksförekomsten längs Mississippi beräknas ha minskat magasineringkapaciteten vid högvattensflöden med 80% (Gosselink et al. 1981). Enligt De Laney (1995) är strand- och våtmarksområden i vattendragens nedre delar ofta mycket effektiva att reducera högvattensflöden eftersom de är belägna i flacka områden med stor areell utbredning.

För att undvika förhöjda flödestopp är det i regel nödvändigt att spara trädbevuxna skyddszoner längs alla vattendrag som håller vatten året runt (Barling & Moore 1994). I vissa riskområden är det dessutom nödvändigt att spara skyddszoner längs temporära vattendrag och runt utströmningsområden viktiga för avrinningsbildningen (op cit.). I samband med avsättningen och utformningen av skyddszoner längs vattendragen är det därför speciellt viktigt att identifiera denna typ av källområden för avrinningen. Faktorer som påverkar läget och omfattningen för dessa källområden i avrinningsområdet är t ex, klimat, topografi, jordarter och vegetation (O'Loughlin 1986, Barling & Moore 1994). Modeller har också utvecklats för att förutsäga hur avrinningen och ytan för dessa källområden förändras vid förändrad markanvändning (O'Loughlin et al. 1989).

Skyddszonernas begränsning av erosionen i vattenfåran och strandzonen

En intakt strandvegetation närmast vattendragen i form av sparade skyddszoner kan förhindra erosion av vattendragens strandkanter eftersom vegetation i form av träd och buskar minskar vattenhastigheten samtidigt

som rötterna stabiliserar strandbankerna (Erman et al. 1977, Karr & Schlosser 1978, Erman et al. 1988, Hemphill & Bramley 1989, Ahola 1990, Gregory et al. 1991). För att hålla erosionen av stränderna på en normal nivå krävs dessutom att högvattensflödernas storlek och frekvens ej tillåts öka över den normala nivån (Sullivan et al. 1987). Vid kalaverkning sker nämligen erosionen och destabiliseringen av strandkanterna både genom att trädrötternas jordbindande förmåga har minskat och genom att flödernas storlek och frekvens ökar.

Flera studier har visat att 5-40 m breda skyddszoner begränsar erosionen i vattenfåran och bevarar förekomsten av undergrävda strandbankar, strukturer av död ved och förekomsten av höljor i vattendragen efter avverkning (Erman et al. 1977, Tschaplinski & Hartman 1983, Heifetz et al. 1986, Murphy et al. 1986). För att helt förhindra erosionsskador i vattendragen är det även nödvändigt att skydda våtmarkerna i vattendragens övre delar (De Laney 1995). Genom att spara skyddszoner intill vattendragen begränsas även förekomsten av körskador och markerosion i vattendragens närmaste omgivning. Förutsatt att skyddsdikning ej genomförs inom skyddszonen så begränsas också erosionspåverkan via dikessystemen.

Skyddszonernas upptag av sedimentpartiklar och näringsämnen

Strandmiljöernas filtrerande förmåga (upptag och retention) beträffande erosionsmaterial (främst oorganiska finsediment) och näringsämnen (främst kväve och fosfor) som transporteras från avrinningsområdet till vattendraget har en stor betydelse för avrinningsvattnets kvalitet. Förhöjda halter av sedimentmaterial och näringsämnen utgör ett vanligt problem i jordbrukslandskapets vattendrag, men även skogslandskapets vattendrag påverkas av sådana förändringar. Transporten av sediment och näringsämnen har, tillsammans med vattentemperaturen och syrgashalten, en nyckelroll för strömvattensystemens hälsotillstånd och funktion (Naiman et al. 1992a).

Skyddszonernas upptag och retention av sedimentpartiklar

Ett stort antal studier har visat att sparade eller anlagda skyddszoner är effektiva sedimentfällor som kan begränsa uttransporten

av sedimentmaterial från fastmarken till vattendragen (Burns 1970 och 1972, Moring & Lantz 1975, Erman et al. 1977, Graynoth 1979, Young et al. 1980, Lynch et al. 1985, Dillaha et al. 1986, 1989, Magette et al. 1989, Woodard 1989, Ahtianen 1992, Gilliam 1994, Syversen 1994).

Skyddande strandmiljöer längs vattendragen kan reducera utflödet av sedimentmaterial från åkermark med upp till 80-90% (Lowrance et al. 1986, Cooper et al. 1987a, b, Chescheir et al. 1991). Detta förutsätter dock att skyddszonerna är tillräckligt breda och att ytavrinningen ej är koncentrerad. I Tyskland uppmätte Frede et al. (1994) en 90% reduktion av sedimenttransporten vid simulerad avrinning över 5-10 m breda strandområden. Vattnets innehåll av lerpartiklar minskade dock bara med 40%. Av försöken drog de slutsatserna att skyddszonernas bredd bör vara minst 10 m och att en jämn och laminär avrinning skall eftersträvas. Woodard (1989) fann vid studier i Maine att trädbevuxna skyddszoner med en bredd av 23 till 50 m och en lutning mellan 2-20% reducerade sedimenttransporten med 47-98% (Tabell 3). Enligt Woodard skall skyddszonerna vara minst 23 m breda för att effektivt reducera sedimenttransporten.

Liknande resultat redovisas för skyddszoner vid vattendrag påverkade av skogsbruksåtgärder. Lynch et al. (1985) redovisar

en 75-80% reduktion av sedimenttransporten för en 30 m bred skogbevuxen skyddszon mellan avverkningsytan och vattendraget. Även Moring och Lantz (1975) noterade att 30 m breda skyddszoner effektivt förhindrade en förhöjd transport av finsediment i vattendrag där all övriga skog hade avverkats inom avrinningsområdet. Ahtianen (1992) redovisar i en finsk undersökning kraftigt förhöjda halter av suspenderat material i några mindre bäckar i ett kalavverkat och markberett område, men i vattendrag försedda med 10-50 m breda skyddszoner var materialtransporten oförändrad efter avverkning, och i nivå med en opåverkad referens. Motsvarande resultat har redovisats av Burns (1970, 1972) och Graynoth (1979).

På jordbruksmark har man vanligtvis använt skyddszoner av gräs för att reducera sedimenttransporten till vattendragen. Även i dessa zoner kan sedimentupptaget vara betydande under lämpliga betingelser. Dillaha et al. (1986, 1989) fann vid undersökningar i Virginia att 9 m breda gräs zoner med 11-16% lutning reducerade sedimentförlusten från åkermarken med 84-91%. En lika stor sedimentreduktion redovisar också Magette et al. (1989) för 9 m breda gräs zoner på trädalagd mark i Maryland. Vid undersökningar i Norge fann Syversen (1994) att 5-10 m breda gräs zoner reducerade sedimenttransporten mellan 60-90% på årsbasis. Även Young et

Tabell 3. Skyddszonernas förmåga att reducera sedimentutflödet till vattendragen.

Bredd (m)	Lutning (%)	Reduktion (%)	Typ av zon	Referens
25	-	92	Gräs	Young et al. 1980
5	11-16	81	Gräs	Dillaha et al. 1986
9	11-16	91	Gräs	Dillaha et al. 1986
5	-	66	Gräs	Magette et al. 1989
9	-	82	Gräs	Magette et al. 1989
10	-	* 23	Gräs	Uusi-Kämppe & Ylärinta 1992
23	-	* 33	Gräs	Schellinger & Clausen 1992
5	7-28	61-78	Gräs	Syversen 1994
10	7-28	73-91	Gräs	Syversen 1994
19	3-6	90	Träd	Peterjohn & Correll 1984
50	3-6	93	Träd	Peterjohn & Correll 1984
30	15-17	75-80	Träd	Lynch et al. 1985
23	2-20	47	Träd	Woodard 1989
50	2-20	90	Träd	Woodard 1989
5	2-10	79	Träd	Frede et al. 1994
10	2-10	97	Träd	Frede et al. 1994

* = kraftig avrinning på våren

al. (1980) redovisar en 90% reduktion av sedimenttransporten då avrinningsvattnet passerade en 25 m bred gräsbevuxen zon. Betydligt lägre sedimentreduktion i gräsbevuxna skyddszoner redovisar dock Uusi-Kämpä och Ylärinta (1992) i en finsk undersökning. De avsatta skyddszonerna reducerade sedimenttransporten med endast 23% i årsgenomsnitt. Det begränsade sedimentupptaget ansågs främst bero på en hög sedimenttransport på våren och en hög andel finpartikulära sedimentpartiklar (lera) i avrinningsvattnet.

Trots varierande betingelser vid de redovisade upptagsstudierna indikerar dessa, med några få undantag, ett ökat sedimentupptag med ökad skyddszonsbredd (Figur 17). Höga flöden på våren, en hög andel finpartikulärt material och dåligt utvecklad markvegetation är förklaringar till det begränsade upptaget i tre av fallen. Övervikten av värden vid 5 och 10 m zonbredd beror på att dessa skyddszonsbredder har varit vanligt förekommande i jordbrukslandskapet.

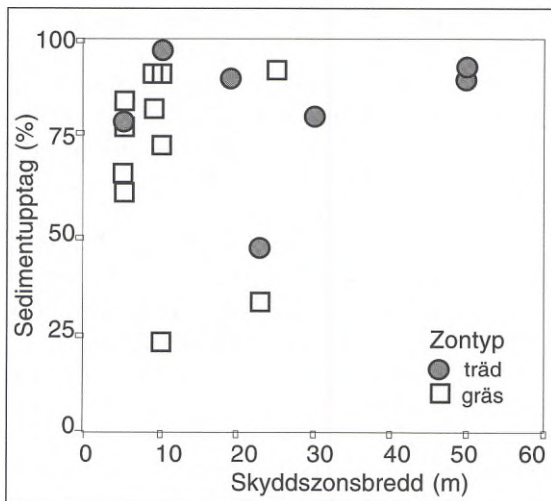
Slutsatsen av ovanstående resultat blir att skyddszonerna i de flesta fall behöver vara minst 10 m breda för att signifikant reducera sedimenttransporten till vattendragen (Karr & Schlosser 1977, Clinnick 1985, Gough 1988, Osborne & Kovacic 1993, Castelle et al. 1994). För att erhålla en riktigt effektiv begränsning av sedimenttransporten

krävs det dock skyddszoner som är minst 15-30 m breda (Clinnick 1985, Castelle et al. 1994). Vid kraftig marklutning eller erosionsbenägna jordarter kan det krävas ännu bredare skyddszoner, ibland upp till 60-90 m (Clinnick 1985).

Styrande för hur breda skyddszonerna skall vara är främst faktorer som vegetationssammansättning, marklutning, jordarter och erosionsrisk (Clinnick 1985). Skyddszonernas förmåga att reducera transporten av sediment till vattendragen är även beroende av ytans ojämnhet, markens infiltrationskapacitet, partikelstorleken och avrinnings storlek, samt vegetationens täthet och typ (Gough 1988, Phillips 1989a). Speciellt stor betydelse för zonens filtreringsförmåga har vegetationstypen och dess täthet (Gough 1988). Vegetationen fördelar vattenflödet, minskar vattenhastigheten och fångar upp sedimentpartiklarna, samtidigt som en ökad markinfiltration av nederbördsvattnet erhålls. En tät buskvegetation fångar upp finsediment mer effektivt än enstaka större träd eftersom den högre stamtätheten i buskvegetationen bromsar vattenhastigheten effektivare än vad träden gör (op cit.). För att en tät mark- och buskvegetation skall kunna utvecklas får därför trädens krontäckning ej vara för omfattande.

Den primära mekanismen för skyddszonernas upptag och retention av sedimentmaterial är reduceringen av vattnets flödes hastighet så att partiklarna kan sedimentera och fångas upp av vegetationen. Det innebär att skyddszonernas retentionsförmåga minskar med en minskad partikelstorlek och att skyddszonernas upptag av erosionsmaterial är mest effektiv vid låga flödes hastigheter och en jämn fördelning av flödet. En snabb och koncentrerad avrinning vid flödestoppar eller en kanalisering av flödet genom skyddszonen medför en kraftig försämring av skyddszonens retentionsförmåga (Muscott et al. 1993, Barling & Moore 1994). För skyddszoner (särskilt gräsbevuxna zoner) avsatta längs vattendrag i jordbruksområden kan dessutom skyddszonernas retentionsförmåga minska med tiden på grund av att sediment ackumuleras inom den anlagda skyddszonen (Dillaha et al. 1986).

Ett stort antal modeller har utvecklats för att beräkna skyddszonernas bredd och förmåga att reducera sedimenttransporten, Trimble & Sartz 1957, Wilson 1967, Barfield



Figur 17. Skyddszonernas upptag av sedimentpartiklar i relation till skyddszonernas bredd vid ytavrinning (Figuren är baserad på litteraturuppgifterna i Tabell 3).

et al. 1979, Dillaha et al. 1986, 1989, Flanagan et al. 1989, Lee et al. 1989, Phillips 1989a,b, Dillaha & Hayes 1992). Faktorer som har vägts in i modellerna är bl a flödets hastighet och varaktighet, sedimentets partikelstorlek, markytans lutning och ojämnheter. Flerparten av modellerna är utvecklade för skyddszoner av gräs, vilket medför att de har begränsad användbarhet för andra vegetations-

typer. En annan nackdel hos modellerna är också att de förutsätter ett jämnt och laminärt flöde över skyddszonen (Dillaha et al. 1985), vilket sällan förekommer i skogslandskapet. För skogbevuxna skyddszoner krävs dessutom kunskap om vegetationens sammansättning innan skyddszonens bredd kan fastställas (Clinnick 1985).

Tabell 4. Gräsbevuxna skyddszoners förmåga att reducera innehållet av kväve och fosfor i avrinningsvattnet. a) ytavrinning, b) markvattenavrinning.

a) Ytavrinning

Bredd (m)	Ämne	Reduktion (%)	Referens
24	N	94	Young et al. 1980
5	N	61	Dillaha et al. 1987
9	N	72	Dillaha et al. 1987
5	N	30	Magette et al. 1989
9	N	49	Magette et al. 1989
5	N	54	Dillaha et al. 1989
9	N	73	Dillaha et al. 1989
22	N	82	Knauer & Mander 1989
8	N	20	Vought et al. 1991
16	N	50	Vought et al. 1991
10	N	47	Uusi-Kämpä & Ylärinta 1992
5	N	65-72	Syversen 1994
10	N	60-91	Syversen 1994
30	P	49	Edwards et al. 1983
5	P	58	Dillaha et al. 1986
9	P	69	Dillaha et al. 1986
5	P	61	Dillaha et al. 1989
9	P	74	Dillaha et al. 1989
5	P	27	Magette et al. 1989
9	P	46	Magette et al. 1989
22	P	96	Knauer & Mander 1989
8	P	66	Vought et al. 1991
16	P	95	Vought et al. 1991
10	P	6	Uusi-Kämpä & Ylärinta 1992
5	P	45-56	Syversen 1994
10	P	56-85	Syversen 1994

b) Markvattenavrinning (ytligt grundvatten)

Bredd (m)	Ämne	Reduktion (%)	Referens
27	N	10-60	Schnabel 1986
22	N	79	Knauer & Mander 1989
22	P	100	Knauer & Mander 1989

Skyddszonernas upptag och retention av kväve och fosfor

Strand- och våtmarksområdenas effektivitet att reducera vattendragens tillförsel av näringsämnen som kväve och fosfor har främst studerats för skyddszoner som har avsatts i anslutning till jordbrukslandskapets vattendrag. Det beror på att reduceringen av näringsämnesutflödet ofta har varit ett huvudmål vid avsättningen av skyddszoner i jordbrukslandskapet bl a i USA, Australien, Nya Zeeland och Nordeuropa. Flera nordeuropeiska länder har också satt upp specifika mål beträffande reduktionen av kväveförlusterna från skogs- och jordbruksmark till inlandsvatten och hav. I Sverige har målet varit att reducera kväveförlusterna från skogs- och jordbruksmark med 50% fram till år 1995. Detta mål har dock ej blivit uppfyllt eftersom uttransporten av kväve hittills bara har reducerats med ca 20%. En ytterligare reduktion är därför nödvändig.

Flera studier har visat att vattendragens strandmiljöer och andra våtmarker har en hög potential att reducera avrinningsvattnets innehåll av kväve och fosfor (Karr & Schlosser 1977, 1978, Verry & Timmons 1982, Lowrance et al. 1983, 1984, Cooper et al. 1987b, Knauer & Mander 1989, Gilliam 1994). Även när de avsatta skyddszonerna har en begränsad bredd (10-30 m) besitter de en betydande förmåga att reducera avrinningsvattnets halter av kväve och fosfor (Doyle et al. 1977, Peterjohn & Correll 1984, Lowrance et al. 1984a, b, Jacobs & Gilliam 1985, Vought et al. 1991, 1994, Gilliam 1994).

Skyddszonernas förmåga att reducera avrinningsvattnets halt av kväve och fosfor har behandlats i ett flertal litteraturöversikter (U.S. Dep. of the Army 1991, Petersen et al. 1992, Muscutt et al. 1993, Osborne & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994, Castelle et al. 1994, Leonardsson 1990). För ytavrinning på gräsbevuxna skyddszoner med en bredd av 5-30 m varierar den redovisade kvävereduktionen mellan 20-94% och fosforre-

duktionen mellan 6-96% (Tabell 4a, Figur 17 och 18). Närsaltreduktionen i det ytliga grundvattnet är studerad endast i begränsad omfattning. För kväve redovisas dock ett upptag mellan 10 och 79% (Tabell 4b). Kväve- och fosforupptaget i trädbevuxna skyddszoner är i allmänhet något högre och uppvisar mindre variation än gräsbevuxna zoner. För ytavrinning genom trädbevuxna skyddszoner med en bredd av 16-50 m har man noterat en reduktion av ytavrinningens kväveinnehåll med 71-98% och för fosforinnehållet en reduktion med 50-95% (Tabell 5a, Figur 18 och 19). Kväve- och fosforreduktionen i det ytliga grundvattnet har varit 40-100%, respektive 33-100% (Tabell 5b).

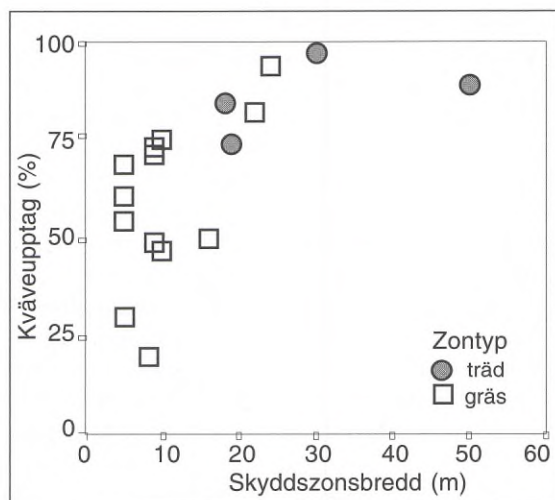
Det något högre kväveupptaget i de trädbevuxna skyddszonerna beror sannolikt på två faktorer, dels på att denitrifikationen är högre i trädbevuxna zoner med ett utvecklat förnalager och mer varierande grundvattennivåer än i renodlade gräs zoner, och dels på att kväveupptaget via trädens rötter är större än kväveupptaget via gräsrotterna.

Skyddszonernas upptag av fosfor är starkt kopplad till retentionen av sedimentmaterial eftersom fosfor i avrinningsvattnet till större delen är partikelbunden. Det innebär också att skyddszonernas fosforupptag varier kraftigt med flödes hastigheten och partikelstorleken. Vought et al. (1991, 1994) redovisar ett bra exempel på att fosforupptaget är kopplat till vattenhastigheten. De er-

höll vid undersökningar i Skåne ett fosforupptag på 95% i 16 m breda skyddszoner och fann att fosforupptaget i buskbevuxna skyddszoner var högre än i skyddszoner bevuxna enbart med större björkar. Orsaken till detta ansågs vara en högre stamtäthet, en lägre flödes hastighet och en större sedimentation av partikulärt material i den buskbevuxna zonen. Fosforupptaget i skyddszonernas våtmarker är också starkt korrelerad till mängden extraherbart aluminium i jorden (Richardson 1985). En hög aluminiumhalt ökar nämligen adsorptionskapaciteten och fosforupptaget.

De stora variationerna i skyddszonernas kväve- och fosforupptag beror på att reduktionen av vattnets näringsinnehåll varierar med skyddszonernas bredd och vegetations sammansättning, jordarter och avrinningens årsfördelning och intensitet. Enligt Magette et al. (1989) ökar näringsupptaget med ökad zonbredd och en ökad skyddszonsareal i avrinningsområdet, men minskar med antalet flödestoppar under året. I tempererade områden är kraftiga flöden under våren speciellt ogynnsamma för näringsupptaget i skyddszonerna eftersom markvegetationen (gräs och örter) vid denna tid ej är färdigutvecklad (Uusi-Kämpää & Ylärinta 1992). Retentionen av näringsämnen varierar också mellan olika våtmarkstyper (Richardson 1985, Nixon & Lee 1986).

Ovanstående uppgifter gäller i första hand skyddszonernas förmåga att reducera kväve- och fosforläckaget från jordbruksmark. Upptaget i skyddszoner sparade i samband med skogsavverkning och markberedning har studerats i mindre omfattning. Detta beror i stor utsträckning på att förhöjda kväve- och fosforhalter efter avverkning tidigare ej har ansetts vara något större vattenkvalitetsproblem. Undersökningar i kalavverkade områden och områden där skyddszoner har lämnats har dock visat att skyddszonerna besitter en betydande förmåga att reducera kväve- och fosfortransporten till vattendragen efter avverkning. Ahtiainen (1992) redovisar i finska studier t ex en fördubbling av kvävetransporten och en fyrdubbling av fosfortransporten efter kalavverkning och dikning när skyddszoner saknades, men bara en 40 respektive 39 procentig ökning av kväve- och fosfortransporten när 10-50 m breda skyddszoner hade sparats. Även Martin et al. (1984, 1985) redovisade betydligt lägre utflö-



Figur 18. Skyddszonernas kväveupptag i relation till skyddszonernas bredd vid ytavrinning (Figuren är baserad på litteraturuppgifter från tabell 4 och 5).

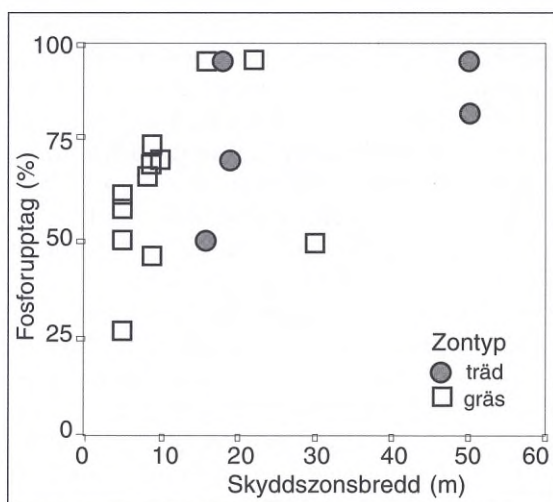
Tabell 5. Trädbevuxna skyddszoners förmåga att reducera innehållet av kväve- och fosfor i avrinningsvattnet. a) ytavrinning och b) markvattenavrinning.

a) Ytavrinning

Bredd (m)	Ämne	Reduktion (%)	Referens
30	N	98	Doyle et al. 1977
19	N	74	Peterjohn & Correll 1984
50	N	89	Peterjohn & Correll 1984
18	N	71-98	Knauer & Mander 1989
19	P	70	Peterjohn & Correll 1984
50	P	82	Peterjohn & Correll 1984
16	P	50	Cooper & Gilliam 1987
18	P	95	Knauer & Mander 1989
50	P	50-95	Woodard 1989

b) Markvattenavrinning (ytligt grundvatten)

Bredd (m)	Ämne	Reduktion (%)	Referens
25	N	68	Lowrance et al. 1984
50	N	86	Peterjohn & Correll 1984
16	N	93	Jacobs & Gilliam 1985
19	N	40-90	Schnabel 1986
30	N	40-100	Pinay & Decamps 1988
18	N	81	Knauer & Mander 1989
19	P	33	Peterjohn & Correll 1984
18	P	100	Knauer & Mander 1989



Figur 19. Skyddszonernas fosforupptag i relation till skyddszonernas bredd vid ytavrinning (Figuren är baserad på litteraturuppgifter från tabell 4 och 5).

de av näringsämnen när skyddszoner förekom längs vattendragen än när skyddszoner saknades. Graynoth (1979) och Lynch et al. (1985) redovisar också resultat som visar att utflödet av näringsämnen är betydligt lägre när skyddszoner har sparats längs vattendragen.

Skyddszonernas upptag av näringsämnen - processer och förutsättningar

Skyddszonerna reducerar vattnets innehåll av kväve och fosfor främst genom följande processer; sedimentation av partikelbundna näringsämnen i ytavrinningen och genom upptag av lösta näringsämnen i både mark och vegetation, samt denitrifikation (Haycock et al. 1993, Osborne & Kovacic 1993, Vought et al. 1994). Faktorer som påverkar skyddszonernas effektivitet som sediment- och näringsfilter är, förutom zonbredden, främst markens lutning, jordarternas vattengenomsläpplighet och vattenhållande förmåga (Clinnick 1985, Phillips 1989a). Skyddszonernas effektivitet varierar också med avrinningens storlek och intensitet, samt vegetationens sammansättning (Barling & Moore 1994, Castelle et al. 1994). Speciellt marklutningen har stor betydelse och förklarar mer än 50% av skyddszonernas varierande effektivitet vad gäller sediment- och näringsupptag (Phillips 1989a).

Fosforupptaget sker huvudsakligen längs flödesvägarna för ytavrinningen genom sedimentation av partikulär fosfor och adsorption av löst fosfor till oorganiska och organiska jordpartiklar (Pautou & Décamps 1989, Sevendon 1992, Vought et al. 1994). Ett högt vattenupptag hos vegetationen ökar adsorptionen av lösta näringsämnen till jordpartiklar och rötter (Pautou & Décamps 1989). För kväve sker däremot upptaget huvudsakligen längs flödesvägarna i det ytliga grundvattnet, genom biologiskt upptag eller via olika transformationsprocesser. I syremättad miljö tas kvävet upp av vegetationens rötter, medan denitrifikation och omvandling till kvävgas dominerar i vattenmättad och syrefattig miljö (Pautou & Décamps 1989, Haycock et al. 1993, Osborne & Kovacic 1993).

Huvuddelen av kväveläckaget från jordbruksområden utgörs av nitratkväve, vilket medför att omvandlingen av nitratkväve till kvävgas vid denitrifikationen utgör nyckelprocessen för en långsiktig kväveretention i avsatta skyddszoner (Vought et al. 1994). Pe-

terjohn och Correll (1984) fann att växternas upptag svarade för 33% av nitratkvävereduktionen i grundvattnet och antog att denitrifikationen svarade för resterande reduktion av nitratkvävet. Hanson et al. (1994a) redovisar också resultat som tyder på att denitrifikationen kan reducera grundvattnets nitratkvävehalt med upp till 60%. Nitratupptaget i skyddszonerna är beroende av flera faktorer, bl a den initiala nitrathalten i grundvattnet, grundvattenflödet, skyddszonernas bredd, vegetationens sammansättning och typen av jordart (Petersen et al. 1992, Haycock & Pinay 1993, Haycock et al 1993). Under sommaren då grundvattennivåerna är låga och denitrifikationen vanligen som lägst, svarar dock vegetationen för en betydande del av nitratupptaget (Ambus & Lowrance 1991).

Även om skyddszonernas upptag av näringsämnen ökar med vegetationszonens bredd (Petersen et al. 1992, Osborne & Kovacic 1993), sker dock huvuddelen av upptaget i skyddszonernas första 10-20 m. Vought et al. (1991) fann att 66% av fosfortogs upp inom skyddszonens första 8 meter och att 95% hade tagits upp efter 16 m. Motsvarande värden för kvävereduktionen i ytvattnet var 20 respektive 50%. Kvävereduceringen i det ytliga grundvattnet var dock betydligt större och efter 10-20 m hade mer än 80% av nitratkvävet tagits upp. Författarna drog slutsatsen att en ökning av skyddszonens bredd över 25 m kommer ej att öka nitratreduktionen ytterligare. Liknande resultat redovisar Haycock och Pinay (1993) som noterade att huvuddelen av nitratkvävet togs upp inom 5 m från skyddszonens kant. Speciellt uttalat var detta för trädbevuxna skyddszoner (op cit.). Vid en studie i Frankrike fann Pinay och Décamps att 30 m bred strandskog var tillräcklig för att ta upp allt nitratkväve i avrinningsvattnet. De uppmätte en denitrifikationshastighet av 50 mg N₂/m² och dag.

Även om en stor del av kvävereduktionen i grundvattnet kan förklaras genom upptag i vegetationens rotsystem anses huvuddelen av kvävereduktionen i det ytliga grundvattnet vara kopplad till bakteriell denitrifikation där nitratkvävet omvandlas till kvävgas (Cooper 1990, Haycock & Pinay 1993, Hanson et al. 1994a). För att varaktigt reducera nitrathalten är denitrifikationsbakterierna beroende av ett kontinuerligt tillskott av organiskt kol som energikälla. I strandzoner och andra våtmarker, som ofta är vattenmättade, erhåller bakterierna detta till-

skott genom anaerobisk nedbrytning av växtrester. En varierande grundvattennivå är därför i regel gynnsam för förekomsten av denitrifikationsbakterier (Hanson et al. 1994a).

Denitrifikationsaktiviteten i det ytliga grundvattnet är vanligtvis störst vår och höst, men en betydande denitrifikation kan också ske sommar och vinter om lämpliga förhållanden föreligger (Haycock & Pinay 1993, Hanson et al. 1994a). Exempelvis noterade Haycock & Pinay (1993) en nitratretention mellan 84-99% för 12 m breda skyddszoner, såväl sommar som vinter. Låga halter av nitratkväve i skyddszonernas ytliga grundvatten under vintern tyder på att denitrifikationen fortfarande är en viktig process för kvävereduceringen under vinterhalvåret förutsatt att marken inte är tjälad (Vought et al. 1991, Osborne & Kovacic 1993). Detta styrks också av Jacks et al (1994) som noterade ett betydande kväveupptag under vintern i en halländsk gransumpskog, samt av Haycock och Pinay (1993) vilka i södra England under vintermånaderna uppmätte 99% reduktion av nitratkvävet i grundvattnet vid vattnets passage genom skyddszoner bevuxna av poppel (*Populus italica*). Nitratreduktionen är också ofta större i trädbevuxna skyddszoner än gräsbevuxna, speciellt under vinterperioden (Haycock & Pinay 1993).

De redovisade uppgifterna för skyddszonernas näringsupptag gäller dock i första hand för upptag och retention under vegetationsperioden. Endast en mindre del av de redovisade undersökningarna har studerat näringsupptaget under ett helt år och ännu färre har studerat skyddszonernas näringsupptag i relation till avrinningsområdets näringsbudget. Skyddszonernas förmåga att reducera utflödet av näringsämnen på lång sikt är därför ej tillräckligt studerad, vilket också har poängterats av flera författare (Omernik et al. 1981, Whigham et al. 1988, Osborne & Kovacic 1993). Omernik et al. (1981) hävdar till och med att kväveupptaget i strandvegetationen i ett längre tidsperspektiv är mer eller mindre försumbart. Deras slutsats grundades dock bara på en jämförelse av uppmätta värden med förväntade värden som hade beräknats på grundval av markanvändningen i avrinningsområdet. Resultaten har ej verifierats av senare studier.

I vissa fall kan också skyddszonernas upptag av fosfor vara begränsad genom att

den upptagna och partikulärt bundna fosfor efterhand frigörs som löst fosfor (Richardson 1985, Whigham et al. 1988). När huvuddelen av avrinningen sker via ytligt grundvatten med grundvattennivåer nära markytan och en anaerob miljö, dvs förhållanden som är optimala för ett högt kväveupptag, sker en omvandling av partikulär fosfor till löst fosfor som ökar risken för utläckage av fosfor från skyddszonerna till vattendragen (Haycock et al 1993). Speciellt våtmarker med dominans av vitmossa har en begränsad kapacitet att lagra den upptagna fosfor (Richardson & Marshall 1986).

I flera av undersökningarna har man dessutom enbart beaktat reduktionen i ytvattenavrinningen och ej tagit hänsyn till näringstransporten via ytligt grundvatten. Enligt Leonardsson (1994) och Jansson et al. (1991, 1994a, b) har man ej undersökt grundvattenflödets betydelse i tillräcklig omfattning. De ifrågasätter också om vattnets uppehållstid i skyddszonerna är tillräcklig för att erhålla en effektiv kvävereduktion. Höga flöden och en betydande kvävetransport vintertid begränsar troligen retentionskapaciteten. Med anledning av detta anser Jansson et al. (1994a, b) att anläggning av skyddszoner och våtmarker i anslutning till åkermark knappast kan reducera kväveläckaget med mer än ca 15%. Kväveupptaget begränsas också när avrinningsvattnet kan passera skyddszonerna via täckdiken eller andra dikessystem (Cooper et al. 1986, Dillaha et al. 1986).

En annan aspekt hos skyddszonerna som är dåligt studerad är också hur vegetationens ålderssammansättning påverkar näringsupptaget. I jordbrukslandskapet föreligger en risk att skyddszonerna på sikt kan komma att läcka kväve när trädbeståndet blir gammalt. En överårig skog är inte lika effektiv näringsämnesfälla som en växande ung skog på grund av lägre upptag av vatten och näringsämnen (Haycock et al. 1993). Flera författare föreslår att man sköter skyddszonerna på sådant sätt att äldre träd successivt ersätts av yngre träd (Lowrance et al. 1984b, Fail et al. 1986, Haycock et al. 1993, Vought et. al. 1994.).

Flertalet författare hävdar dock, trots ovanstående invändningar, att skyddszonerna längs vattendragen har en avgörande betydelse för att minska kväveutlakningen. Enligt Haycock et al. (1993) utgör etableringen

och skötseln av skyddszoner längs vattendragen både en viktig och varaktigt åtgärd för att förbättra vattendragens vattenkvalitet.

Skyddszonernas betydelse är särskilt stor i jordbruksområden där huvuddelen av våtmarkerna har eliminerats. Enligt beräkningar gjorda av Krug (1993) innebär ett borttagande av de sista 10-15% av de vattendragsanknutna våtmarkerna i ett avrinningsområde en ökning av kväveutlakningen med 50%. Fleischer et al. (1989) och Jacks et al. (1994) hävdar dessutom att sydsvenska våtmarkers retentionskapacitet är störst vintertid när kvävetransporten är störst, och framhåller att faktorer som höga nitrathalter och höga grundvattennivåer gynnar denitrifikationen och därmed kväveretentionen.

Sammanfattningsvis är flerskiktade skyddszoner med träd, buskar och ett välutvecklat fältskikt effektivare på att ta upp sediment och näringsämnen än enbart gräsbevuxna skyddszoner. Speciellt viktiga för avrinningsområdets upptag och omsättning av näringsämnen är områden som regelbundet översvämmas vid högvatten och där vattenflödet passerar genom både vegetation och förna (Whigham et al. 1986, 1988). Faktorer som påverkar skyddszonernas effektivitet som sediment- och näringsfilter är, förutom zombredd och vegetationssammansättning, främst markens lutning, jordarternas vatten genomsläpplighet och vattenhållande förmåga (Phillips 1989a). Skyddszonernas effektivitet varierar också med avrinningens storlek och intensitet. Speciellt marklutningen har stor betydelse och förklarar mer än 50% av skyddszonernas varierande effektivitet vad gäller sediment- och näringsupptag (op cit.). Skyddszonernas upptag och reduktion av avrinningsvattnets innehåll av näringsämnen är därför i allmänhet större i flack terräng än vid brant marklutning.

Vattendragens ljusförhållanden och vattentemperatur

I Nordamerika har träd sparats längs vattendragen för att undvika oönskade höjningar av vattentemperaturen efter avverkning sedan slutet av 1960-talet. Flera studier har också genomförts beträffande skyddszonernas temperaturdämpande effekt. De tillämpade skyddszonsbredderna har varierat kraftigt, men vanligtvis har skyddszonerna haft en bredd mellan 10-30 m (Tabell 6).

Undersökningsresultaten visar att skyddszoner sparade vid avverkning förhindrar uppkomsten av kraftigt förhöjda vattentemperaturer förutsatt att de är någorlunda heltäckande längs vattendragen och tillräckligt breda (Hall & Lantz 1969, Brown & Krygier 1970, Swift & Messer 1971, Brazier & Brown 1973, Swift & Baker 1973, Lee & Samuel 1976, Graynoth 1979, Lynch et al. 1984, Barton et al. 1985, Ahtiainen 1992, Holopainen & Huttunen 1992). Resultaten visar också att skyddszonerna längs vattendragen i genomsnitt behöver vara mellan 15 och 30 m breda för att effektivt skydda mot förhöjda vattentemperaturer (Hall & Lantz 1969, Brown & Krygier 1970, Burns 1972, Brazier & Brown 1973, Corbett et al. 1978).

Brown och Krygier (1970) redovisar en oförändrad vattentemperaturen efter avverkning i vattendrag där 15-30 m breda skyddszoner hade lämnats. I Oregon uppmätte Hall och Lantz (1969) förhöjningar av vattentemperaturen upp till 10-15 °C i områden som hade kalavverkats, men i områden där 15-30 m breda skyddszoner hade sparats ökade vattentemperaturen bara 1-2 °C. Graynoth (1979) redovisar en oförändrad vattentemperatur efter avverkning i Nya Zeeland när 30-150 m breda skyddszoner hade sparats längs vattendragen. Liknande resultat redovisas av Holopainen och Huttunen (1992) för mindre vattendrag i östra Finland. De noterade en oförändrad vattentemperatur efter avverkning när 10-50 m breda skyddszoner hade sparats längs vattendraget. För vattendrag som saknade skyddszoner ökade däremot den genomsnittliga maximumtemperaturen med 10 °C.

Det finns dock några fall där vattentemperaturen har ökat trots att de sparade skyddszonerna har varit upp till 30 m breda. Lynch et al. (1984) redovisar exempelvis signifikant förhöjda vattentemperaturer trots att 30 m breda skyddszoner hade sparats på båda sidor av vattendraget i samband med avverkning. I genomsnitt ökade maximumtemperaturen med 1 °C och dygnsvariationen med 1,5 °C. Trots att skillnaden mellan det skyddszonsförsedda vattendraget och referensen var liten, var skillnaden tydlig under mer än hälften av året. Temperaturer över 21 grader noterades vid sex tillfällen jämfört med ett tillfälle hos referensen. Där skyddszoner saknades överskreds denna temperatur nästan varje dag under sommaren. Enligt Lynch et al. (1984) berodde en stor del av

Tabell 6. Skyddszonsbredder som har använts för att förhindra uppkomsten av höga vattentemperaturer efter avverkning.

Bredd (m)	Geografisk region	Referens
30	Oregon	Hall & Lantz 1969
15-30	Oregon	Brown & Krygier 1970
10	Oregon	Brazier & Brown 1973
15	Washington	Broderson 1973
10-20	West Virginia	Aubertin & Patric 1974
12	North Carolina	Corbett et al. 1978
30-150	Nya Zeeland	Graynoth 1979
30	Pennsylvania	Lynch et al. 1984 och 1985
31	Pennsylvania	Lynch & Corbett 1990
10-50	Finland	Holopainen & Huttunen 1992

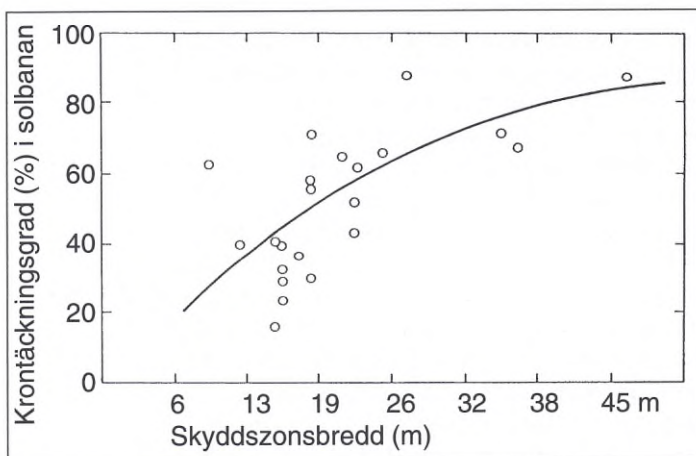
temperaturförhöjningen i det skyddszonsförsedda vattendraget på att skyddszoner bara hade sparats längs de delar av vattendraget som höll vatten året runt. Efter avverkningen ökade avrinningen och grundvattennivån i marken, vilket medförde att delar av vattendraget som tidigare ej höll vatten hela året blev vattenförande året runt. Eftersom skyddszoner saknades inom dessa vattendragsavsnitt erhöles en uppvärmning av avrinningsvattnet.

Temperaturförhöjningar har också erhållits när skyddszonerna har varit fragmenterade och ej heltäckande längs vattendragen (Hewlett & Fortson 1982). Enligt Barton et al. (1985) bör skyddszonerna vara heltäckande och minst 10 m breda för att undvika vattentemperaturer över 22 °C i mindre vattendrag. Detta förutsätter också att zonerna är beskogade till minst 75% (op cit.).

Ovanstående resultat visar att det är viktigt att skyddszoner avsätts i källområden för vattendragens avrinningsbildning, samt att de är relativt heltäckande längs vattendraget och tillräckligt breda. Skyddszonens minsta effektiva bredd för att ge tillräcklig skugga är beroende av faktorer som vattendragets storlek, strandvegetationens sammansättning, samt trädens storlek och täthet. Den mest betydelsefulla skyddszonsvariabeln för kontroll av vattentemperaturen är krontäckningsgraden i solbanan (eng. angular canopy density) som kan mätas med en speciell densimeter (Brown & Krygier 1970, Brazier & Brown 1973, Platts et al. 1987). Det är därför speciellt viktigt att spara strandskogen på vattendragens södra sida när det ej är möj-

ligt att spara skyddszoner på båda sidor av vattendragen. Enligt Montgomery (1976) är krontäckningsgraden i solbanan den enda faktor som behöver mätas direkt i fält för att avgöra skyddszonernas bredd med avseende på skyddet mot förhöjda vattentemperaturer. Detta har medfört att krontäckningsgraden över vattendraget och trädens längd på solsidan ofta har använts som mått på hur breda skyddszonerna behöver vara för att undvika förhöjda vattentemperaturer (Brazier & Brown 1973).

Sambanden mellan beskuggning, vattentemperatur, solvinkeln och krontäckningsgraden i solbanan har studerats ingående av Brazier & Brown (1973). De fann att en ökad krontäckningsgrad ökade skyddszonernas effektivitet att kontrollera vattentemperaturen, och upprättade en modell för att bedöma hur breda skyddszonerna behövde vara för att förhindra förhöjda vattentemperaturer. Denna modell har senare vidareutvecklats av Steinblums et al. (1984). För att skyddszonerna skall kontrollera vattentemperaturen effektivt krävs normalt 60-80% beskuggning av vattenytan (Brazier & Brown 1973, Steinblums et al. 1984, Beschta et al. 1987). Enligt Brazier och Brown (1973) motsvarar detta en skyddszonsbredd varierande mellan 11-25 m. För att nå maximal skuggningskapacitet behöver dock skyddszonen på sydsidan ofta vara minst 25 m bred. En vanligt förekommande skyddszonsbredd i USA är 24 m, vilket vanligtvis motsvarar en trädlängd (Moring et al. 1985). Beräknas skyddszonens bredd enligt den av Steinblums et al. (1984) föreslagna modellen krävs det en bredd mel-



Figur 20. Trädens krontäckningsgrad i solbanan i relation till skyddszonernas bredd (Steinblums et al. 1984).

lan 23 och 38 m för att ge 60-80% beskuggning av vattendraget (Figur 20). Normalt ger orörda skyddszoner med minst 30 m bredd samma beskuggning som opåverkad vuxen skog i små till medelstora vattendrag (Beschta et al. 1987).

Vattendragens tillförsel av död ved

För att bevara förekomsten av död ved (LWD) i vattendragen krävs ett uthålligt tillskott av död ved från skogen längs vattendragen. På grund av trädens långa omloppstid kan detta bara säkerställas genom att träden närmast vattendragen sparas i samband med avverkning, antingen i form av helt orörda skyddszoner eller i form av skötselzoner med kraftigt begränsad avverkning där man sparar ett stort antal träd av en viss storlek och typ närmast vattendragen.

I vilken omfattning avsatta skyddszoner och upprättade avverkningsregler bevarar mängden LWD och förekomsten av höljor och risdammar i vattendragen är ännu ej helt klarlagt, men forskningsresultaten indikerar att sparade skyddszoner i betydande utsträckning bevarar LWD-förekomsten i vattendragen (Murphy et al. 1986, Bilby & Wasserman 1989, Hartman & Scrivener 1990). I Carnation Creek i British Columbia undersökte Hartman och Scrivener (1990) LWD-förekomsten i vattendrag påverkade av avverkning med och utan skyddszoner. I kalavverkade avrinningsområden minskade både volymen och stabiliteten hos det förekommande LWD-materialet, däremot bevarades LWD-materialets volym och stabilitet i vattendrag försedda med 30 m breda skyddszoner. Liknande resultat redovisar Murphy et al. (1986) för vattendrag i Alaska med 30-150 m breda skyddszoner. Bilby och Wasserman (1989) jämförde i Washington en uppmätt LWD-förekomst (antal LWD-bitar/m vattendragsträcka) med en beräknad LWD-förekomst i ett antal vattendrag omgivna av skyddszoner med noggrant reglerad avverkning inom skyddszonerna och fann en god överensstämmelse mellan uppmätt förekomst och modellerad förekomst (Figur 21).

Primärproduktion och bottenfauna

Skyddszonernas inverkan på vattendragens primärproduktion

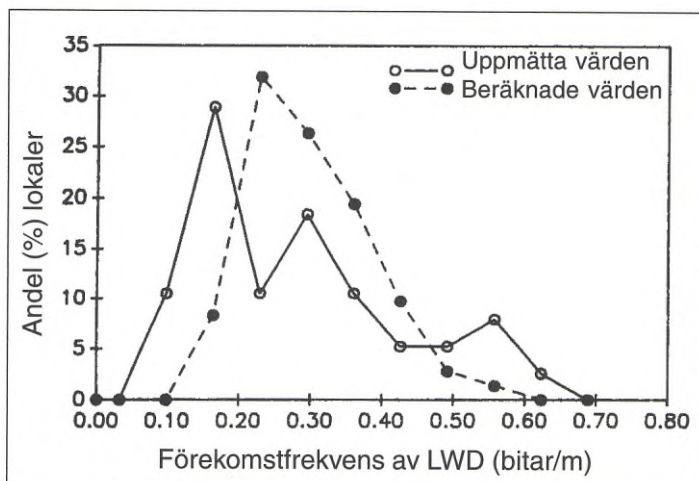
Skyddszonernas inverkan på skogsvattendragens primärproduktion efter avverkning är dåligt studerad, men de resultat som finns

tillgängliga tyder på att primärproduktionen är oförändrad eller något förhöjd på vattendragssträckor där skydds-zoner har sparats (Murphy et al. 1986, Gregory et al. 1987, Holopainen et al. 1991, Murphy & Meehan 1991, Holopainen & Huttunen 1992). Vilket resultat som erhålls är främst beroende av skydds-zonernas bredd och utformning. När skydds-zonerna ger en oförändrad krontäckning och beskuggning av vattendraget bevaras i allmänhet de ursprungliga produktionsnivåerna, samt dominansen av kiselalger och mossor. Holopainen et al. (1991) samt Holopainen och Huttunen (1992) redovisar en oförändrad primärproduktion och algbiomassa efter avverkning i vattendrag med 10-50 m breda skydds-zoner. När skydds-zonerna har givit en mindre beskuggning av vattendragen jämfört med opåverkade förhållanden, har man i regel erhållit en förhöjd primärproduktion på de skydds-zonsförsedda vattendragsavsnitten efter avverkning (Murphy et al. 1986, Gregory et al. 1987, Thedinga et al. 1989, Murphy & Meehan 1991). Förhöjningarna av primärproduktionen är dock betydligt lägre än när skydds-zoner saknas helt.

I jordbrukslandskapets vattendrag där förekomsten av långskottsväxter (bl a olika potamogetonarter), kaveldun och vass kan vara betydande har man i en del fall begränsat vattendragsvegetationen genom plantering av träd och buskar längs vattendragen. Undersökningar gjorda av Dawson och Kern-Hansen (1978) samt Dawson och Haslam (1983) har visat att det är möjligt att halvera vattenvegetationens biomassa om de planterade träden i skydds-zonen ger minst 50% beskuggning av vattendraget. Den skuggande skydds-zonen skall täcka minst 2/3 av strandens längd.

Skyddszonernas inverkan på vattendragens bottenfauna

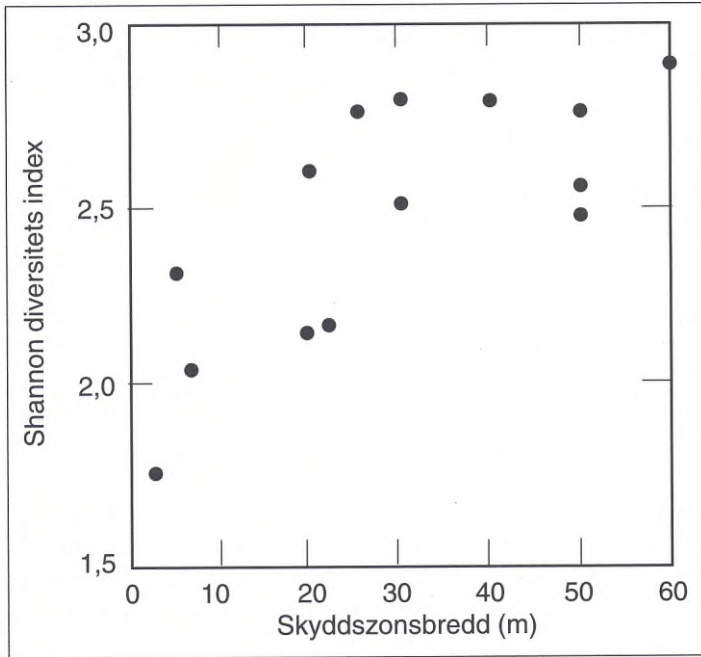
I Alaska fann Murphy et al. (1986) att bottenfaunans individtätthet var högre i skydds-zonsförsedda vattendrag än i vattendrag omgivna av gammal skog. De avsatta skydds-zonerna hade en bredd varierande mellan 15 till 130 m och en längd mellan 300 och 600 m. Inom en del av skydds-zonerna hade dessutom selektiv avverkning genomförts. De förhöjda individtättheterna i de skydds-zonsförsedda vattendragen var kopplad till en ökad förekomst av påväxtalger efter avverkning. Newbold et al. (1980) redovisar liknande re-



Figur 21. Jämförelse av uppmätt förekomstfrekvens av LWD-material (antal LWD-bitar/m) i opåverkade vattendrag med beräknad förekomstfrekvens av LWD i vattendrag med skydds-zoner och reglerad avverkning i östra Washington (Bilby & Wasserman 1989).

sultat med en högre individtätthet hos bottenfaunan i skydds-zonsförsedda vattendragsavsnitt efter avverkning. Speciellt dagsländor (*Baetis* spp.), bäcksländor (*Nemoura* spp.) och fjädermygglarver hade en högre individtätthet (2,5 gånger) på kalavverkade lokaler och lokaler med skydds-zoner jämfört med lokaler omgivna av opåverkad skog. Bottenfaunans diversitet (Euclidean distans och Shannons diversitetsindex) var däremot signifikant lägre på lokaler omgivna av kalavverkade ytor än på lokaler omgivna av 3-60 m breda skydds-zoner eller opåverkad skog. Shannons diversitetsindex uppvisade en positiv korrelation med skydds-zonernas bredd upp till 30 m (Figur 22). När skydds-zonerna var bredare än 30 m kunde ingen signifikant skillnad påvisas mellan de avverkningsberörda vattendragen och de opåverkade referenserna, vilket enligt Newbold et al. (1980) indikerar att skydds-zonerna behöver vara minst 30 m breda för att förhindra förändringar i bottenfaunans artbalans och diversitet. De utesluter dock ej att bottenfaunans diversitet i vissa fall kan skyddas av något smalare zoner. Liknande tankegångar förs fram av Culp och Davis (1983). De hävdar att det är möjligt att bevara det ursprungliga bottenfaunasamhället med skydds-zoner vars bredd varierar från 10 till 30 m.

Även Carlson et al. (1990) redovisar resultat som indikerar att skydds-zoner med en bredd mellan 15 och 30 m kan bevara bot-



Figur 22. Sambandet mellan bottenfaunans diversitet (Shannons index) och skyddszonernas bredd. Spearman's $r=0,71$, $P<0,01$ (Newbold et al. 1980).

tenfaunans diversitet. I deras studie hade skyddszonerna en medelbredd av 15 m (5-34 m) och inom skyddszonerna hade 26-54% av träden avverkat. De kvarvarande träden var huvudsakligen träd med en diameter mindre än 10 cm i brösthöjd, men trädens krontäckning i solbanan var lika stor som hos referensvattendragen. Lövinslaget i den sparade skydds-zonen var dock större än i strandskogen längs de opåverkade vattendragen. Parallellt med bottenfaunaundersökningen studerades också förekomsten av trädrester och hölJOR i vattendraget. Enligt Carlson et al. (1990) förelåg det ingen signifikant skillnad i vare sig bottenfaunadiversitet (Shannon-Wieners index) eller förekomst av trädrester och hölJOR mellan de skydds-zonsförsedda och opåverkade vattendragen. Antalet arter var också lika stort i båda vattendragstyperna. Däremot var bottenfaunans individtätthet i genomsnitt 57% högre i de skydds-zonsförsedda vattendragen jämfört med referensvattendragen. Förhöjningen av individtättheten var dock betydligt lägre än de ökningarna (2 ggr) som har rapporterats av Newbold et al. (1980) och Murphy et al. (1981) efter avverkning. Carlson et al. (1990) undersökte bottenfaunan 6 till 17 år efter avverkning medan Newbold et al. (1980) studerade bottenfauna-

förekomsten 1-5 år efter avverkning. Detta kan förklara en del av skillnaderna i undersökningsresultaten.

Mycket viktig för skyddszonernas förmåga att bevara bottenfaunans ursprungliga artsammansättning och produktionsnivå är nedfallet av organiskt material, samt skyddszonernas förmåga att förhindra förhöjda sedimenttransporter. När skyddszonerna ej förmår förhindra en förhöjning av sedimenttransporten påverkas i allmänhet botten-djursförekomsten negativt. Exempelvis redovisar Grouns och Davis (1994) en minskad artrikedom och individtätthet hos bottenfaunan det första året efter avverkning i Nya Zeeländska vattendrag trots att 30-100 m breda skydds-zoner hade sparats. Skydds-zonerna var dock ej heltäckande utan avbrutna av avverkning fram till vattendagen på flera ställen. När sedimenttransporten återgick till normala nivåer erhöles sedan en återgång till ursprungligt artantal och individtätthet hos bottenfaunan (op cit.).

Inom barrträdsplanterade områden i Wales har Ormerod et al. (1993) studerat en omvänd form av skydds-zoner. Skydds-zonerna har i dessa områden skapats genom avverkning av barrträd längs vattendragen eller genom att spara oplanterade zoner när barrträdsplanteringen genomfördes. Skydds-zonernas bredd har varierat mellan 5 till 20 m. Enligt Ormerod et al. (1993) har vattendrag omgivna av planterade barrträd (huvudsakligen gran) en lägre artrikedom än vattendrag omgivna av träd-fria zoner. Smith (1980) redovisar liknande resultat från Skottland där vattendrag inom planterad granskog hade en bottenfauna med lägre individtätthet och lägre artrikedom än vattendrag omgivna av hed- eller ängsvegetation. De viktigaste förklaringarna till dessa resultat är dels att lövträd ofta saknas i den planterade granskogen, vilket medför att det tillförda organiska materialet är mycket näringsfattigt, och dels att de likåldriga granarna i högre grad än olikåldrig naturskog begränsar solinstrålningen och primärproduktionen i vattendragen.

Fisk

Ett stort antal studier har visat att sparande av skydds-zoner längs vattendragen vid avverkning kraftigt begränsar skogsbrukets påverkan på vattendragens fiskfauna. I vissa fall har man till och med erhållit en förbättrad fiskproduktion, särskilt när skydds-

zonernas utformning har gynnat en ökad primär- och sekundärproduktion. Selektiv avverkning av avverkningsmogna träd inom skyddszonen skapar öppningar i krontäckningen som gynnar primärproduktionen, men detta måste göras på ett sätt som garanterar ett kontinuerligt tillflöde av död ved och ett bevarande av fiskens livsmiljöer (Murphy & Meehan 1991).

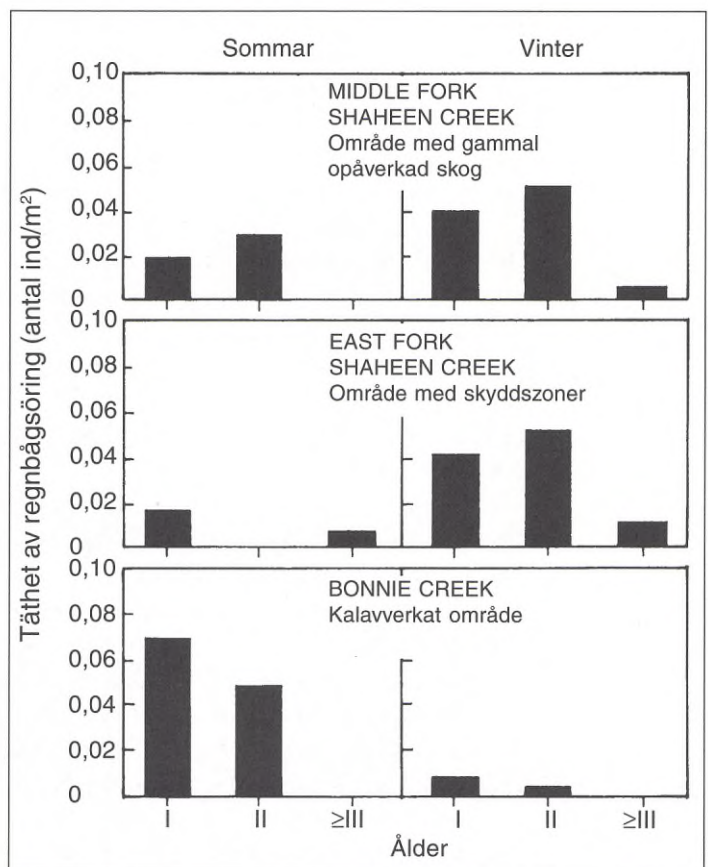
Skyddszonernas betydelse för att bevara fiskproduktionen i samband med stora avverkningar har framförallt studerats i Alaska (Koski et al. 1984, Heifetz et al. 1986, Johnson et al. 1986, Murphy et al. 1986, Thedinga et al. 1989), i Oregon (Hall & Lantz 1969) och British Columbia (Tschaplinski & Hartman 1983). Viktiga funktioner hos skyddszonerna för att bevara fiskförekomsten är främst att förhindra uppkomsten av höga vattentemperaturer och förhöjda sedimenttransporter, samt att bevara vattendragets stabilitet och tillgången på ståndplatser och skydd för fisken (Hall et al. 1987, Bechta et al. 1987, Bisson et al. 1987).

Heifetz et al. (1986) och Murphy et al. (1986) redovisar resultat från sydöstra Alaska som visar att skyddszonerna bevarar förekomsten av undergrävda strandbankar och nedfallen död ved och höljer i vattendragen. Skyddszonernas bredd varierade mellan 10-130 m. Medelbredden var 45 m. Inom en del av skyddszonerna genomfördes en selektiv avverkning av äldre träd. De skyddszonsförsedda vattendragavsnitt hade en lika hög fiskproduktion (bl a coholax, malmaröding och strupsnittöring) som opåverkade avsnitt. Förekomsten av laxungar var i vissa fall till och med högre än i opåverkade avsnitt (Murphy et al. 1986, Thedinga et al. 1989). De skyddszonsförsedda vattendragen hade under sommaren tätheter som var 2 gånger högre än i opåverkade avsnitt. Den högre fisktätheten ansågs vara kopplad till en ökad andel vindfällan och högre förekomst av nedfallen död ved i vattendragen, samt en högre produktion av påväxtalger och bottendjur efter avverkning. I vissa fall hade även kalavverkade vattendragavsnitt en högre täthet av årsungar än opåverkade avsnitt (Figur 23), men på grund av en sämre vinteröverlevnad hos fisken var antalet äldre fiskar lägre (Johnson et al. 1986, Thedinga et al. 1989).

I Carnation Creek (British Columbia, Canada) fann Tschaplinski och Hartman (1983) att upp till 48% av de kvarvarande laxungar-

na (Coholax) i vattensystemet övervintrade i vattendragavsnitt där 5-40 m breda skyddszoner hade sparats. I vattendragavsnitt som saknade skyddszoner övervintrade mycket få laxungar på grund av brist på lämpliga vinterståndplatser. Eftersom fisken vandrade i vattensystemet från skadade vattendragavsnitt till lämpliga vinterståndplatser i mindre påverkade eller opåverkade vattendragavsnitt erhöles dock ingen reduktion av den totala laxpopulationen i vattensystemet. Det visade sig att laxungarna föredrog ståndplatser med överliggande skydd, vanligtvis djupa höljer med död ved eller med överhängande strandkanter. De observerade vinterståndplatserna (höljorna) karakteriserades av låga vattenhastigheter (<0,3 m/s).

Undersökningsresultaten från British Columbia och Alaska visar att fisktätheten i nordliga vattendrag under sommarhalvåret



Figur 23. Täthet (individer/m²) av havsvandrande regnbågsöring (*Oncorhynchus mykiss*) fördelat på olika åldersklasser (1, 2 och > 3 år), såväl sommar som vinter, i vattendrag omgivna av äldre opåverkad skog, skyddszoner och kalhyggen, Prince of Wales Island, Alaska 1982-1983 (Johnson et al. 1986).

i första hand begränsas av tillgången på föda, medan den under vinterhalvåret främst begränsas av tillgången på vinterståndplatser. Resultaten visar också att sparade skyddszoner bevarar fiskens vinterståndplatser och förekomsten av död ved i vattendragen.

I områden med varma somrar eller i områden med erosionsbenägna jordar har skyddszonerna en större betydelse som skydd mot höga vattentemperaturer och förhöjda sedimenttransporter. Exempelvis har Hall och Lantz (1969) visat att 15-30 m breda skydds-

zoner kan förhindra både en förhöjd sedimenttransport och en förhöjd vattentemperatur efter avverkning. I deras studie var fiskförekomsten oförändrad i skyddszonsförsedda vattendrag, men minskade kraftigt i vattendrag där skyddszoner saknades. Liknande resultat redovisas också av Graynoth (1979) efter skogsavverkningar i Nya Zeeland där fiskförekomsten minskade i kalavverkad vattendrag på grund av en ökad sedimenttransport, men var oförändrad i vattendrag där 30 m breda skyddszoner hade sparats.

Vattendrag med skogbevuxna strandområden har i regel en lägre avrinning och mindre uttalade flödestoppar än vattendrag som saknar strandvegetation. Förekomsten av höga flöden minskar också med ökad andel våtmarksområden i avrinningsområdet. För att bevara avrinningsregimen och förhindra en ökad erosion i vattenfåran och strandmiljöerna behöver skyddszoner sparas längs alla vattendrag som håller vatten året runt. I vissa fall bör skyddszoner dessutom sparas längs temporära vattendrag och runt utströmningsområden.

Ett flertal undersökningar har visat att skyddszonerna behöver vara minst 10 m breda för att fungera som sediment- och näringsämnesfälla. För att effektivt begränsa markanvändningens påverkan på vattendragens vattenkvalitet behöver dock skyddszonerna ha en bredd som är minst 15 m. Skyddszoner med flerskiktad vegetation (gräs, buskar och träd) är effektivare att ta upp både sediment och näringsämnen än enbart gräsbevuxna skyddszoner. Skyddszonernas effektivitet som sediment- och näringsfilter är också starkt beroende av markens lutning och jordartstyp.

Förhöjningar av vattentemperatur kan undvikas när skyddszonerna är minst 20 m breda och har tillräcklig krontäckningsgrad i solbanan. För att skydda vattendragen skall 60-80% av den ursprungliga krontäckningen bevaras.

För att bevara vattendragens förekomst och tillförsel av död ved krävs skyddszoner som är minst 20-30 m breda. De skall ha en blandad storlekssammansättning med en viss andel överåriga träd.

Även bevarandet av vattendragens biologiska produktion och mångfald vad gäller bottenfauna och fisk kräver skyddszoner som är minst 20-30 m breda. Särskilt viktig för fisk- och bottenfaunan är skyddszonernas förmåga att bevara nedfallet av organiskt material samt förmåga att förhindra förhöjda vattentemperaturer och sedimenttransporter. Undersökningarna har visat att ett ökat ljusinsläpp och lövinslag efter avverkning i vissa fall kan gynna produktionen av både bottenjur och fisk, men det förutsätter att vattentemperaturen och sedimenttransporten endast uppvisar mycket små förändringar, samt att tillförseln av död ved är säkerställd genom att äldre träd har sparats i närheten av vattendragen.

Strategier för skydd av vattendrag och strandmiljöer

För att effektivt skydda vattendragen och strandmiljöerna måste deras höga naturvärden beaktas redan i planeringsprocessen, t ex vid planering av skogsavverkningar och dikningsföretag. Inventering, beskrivning och klassificering av vattendragen utgör grundläggande steg i planeringsprocessen, eftersom de utgör förutsättningar för prioriteringar i skyddet av vattendrag och strandmiljöer (Boon 1992). Klassificeringen skall omfatta både en funktionell uppdelning av vattendragen i olika typer och en mer allmän bedömning av vattendragens naturvärden (op cit.). Bedömningen av naturvärdet utgår vanligtvis från faktorer som storlek, artrikedom, fiskförekomst, påverkansgrad (orördhet/naturalighet), biologisk funktion (miljöns betydelse för strömvattensystemets biologiska funktion) och även representativitet (Rosgen 1985, Boon 1992, Naiman et al. 1992b).

En bra strategi bör också omfatta uppföljning och utvärdering av brukningsmetoder och skydds-föreskrifter samt en bättre tillämpning av gällande regler (Eckerberg 1988). Enligt Eckerberg (1988) togs under 1980-talet miljöhänsyn huvudsakligen när den ej begränsade avverkningen tekniskt eller ekonomiskt och när stora estetiska värden förekom. Endast i begränsad utsträckning beaktades miljövärden som var kopplade till flora och fauna. Skydds-zoner lämnades främst längs sjöstränder, myrmarker och odlad mark. Endast i mycket begränsad omfattning sparades skydds-zoner längs vattendragen. Speciellt vid högmekaniserade avverkningar inom större skogsområden togs mycket liten miljöhänsyn. Även andra undersökningar redovisar liknande brister i naturvårdshänsynen inom skogsbruket. Enligt skogsvårdsorganisationernas GRÖNSKA-inventering (1991) togs hänsyn till särskilt skyddsvärda biotoper (enligt minimikraven i naturvårdslagens 21 §) bara i 50% av fallen där hänsyn kunde tas.

I enlighet med principerna inom internationell naturvård skall hänsynen och skyddsåtgärderna i första hand inriktas på att bevara vattendragens funktion och skyddsvärden. I andra hand inriktas åtgärderna på att återställa påverkade vattendragavs-nitt

och värden som gått förlorade. Huvudinriktningen skall vara bevarande av biologisk mångfald, livsviktiga ekologiska processer och livsstödande system, samt säkerställandet av ett uthålligt nyttjande av arter och ekosystem (Rio-konventionen 1992). Generellt är det bättre att skydda mindre påverkade avsnitt i vattendragens övre delar än kraftigt påverkade avsnitt längre nedströms (Swanson 1989). För att bevara funktionen hos vattendragen och strandmiljöerna är det särskilt viktigt att säkerställa en relativt orörd vattenregim och vattenflödet under lågvattenperioderna. Identifieringen och bevarandet av områden som svarar för vattendragens avrinningsbildning har därför högsta prioritet i skyddet av vattendragen (O'Loughlin 1986, O'Loughlin et al. 1989, Barling & Moore 1994). Det kan därför vara nödvändigt att även spara skydds-zoner omkring utströmningsområden som våtmarker, surdråg och temporära vattendrag.

Klassificering av vattendrag och strandmiljöer

Klassificeringen av vattendragen och strandmiljöerna är viktig både för att bestämma skydds-zonernas utformning och anpassning till olika skyddsvärden och lokala förhållanden (Castelle et al. 1994). I Canada (British Columbia) har man nyligen instiftat skogsbruksregler (Forest Practices Code) som anger att **alla** vattendrag och sjöar som berörs av skogsbruksåtgärder skall inventeras och klassificeras innan åtgärder genomförs (Mitchell 1996).

Vattendragen och strandmiljöerna kan klassificeras var för sig men klassificeringen bör helst ske med en gemensam klassificeringsgrund och med avrinningsområdet som klassificeringsenhet (Frissell et al. 1986, Naiman et al. 1992b). Vattendragen klassificeras utgående från storlek, hydrologiska och geomorfologiska karaktärer, påverkansgrad och biologisk funktion (Rosgen 1985, Frissell et al. 1986, Cupp 1989a, b, Naiman et al. 1992b, Bren 1993, Castelle et al. 1994). Omgivande strandmiljöer klassificeras i regel med hänsyn till vegetation, jordarter, marklutning och erosionskänslighet (Clinnick

1985, Platts et al. 1987, Swanson et al. 1987, Harris 1988, Ahola 1990). Av särskild betydelse är att identifiera viktiga biotoper för vattendragens funktion (nyckelbiotoper) och orsaker till observerad miljöpåverkan. Exempel på nyckelbiotoper är översvämningsskogar, sumpskogar, kärr, källor och surdråg intill vattendrag samt raviner, forsar och vattenfall (Skogsstyrelsen 1993, Liliegren et al. 1996, Skogsstyrelsen 1999).

Strandzonens känslighet för påverkan och höga biologiska värden innebär att strandmiljön utgör en viktig indikator på vattendragens status och funktion (Gregory et al. 1991, Naiman et al. 1993). I jordbrukslandskapet där åtgärderna mera är inriktade på att restaurera vattendragen och strandmiljöerna är det dessutom viktigt att identifiera problemområden och bedöma det allmänna återställningsbehovet.

Hierarkisk klassificering av vattendrag och strandmiljöer

Vattendragen har sedan lång tid tillbaka klassificerats på en rad olika sätt, bl a utgående från geomorfologiska-hydrologiska karaktärer (Horton 1945, Strahler 1957) eller biologisk zonerings hos fisk- och bottenfaunasamhällen (Huet 1954, Illies & Botosaneanu 1963), samt växtsamhällen (Holmes 1983). För att bedöma vattendragens biologiska funktion och påverkansgrad har man dessutom använt klassificeringssystem som utgår från fisk- och bottenfaunasamhällets struktur och funktion (Karr 1981, Steedman 1988, Fausch et al. 1990, Wright et al. 1993). Ovanstående system har antingen varit inriktade på en fysisk eller en biologisk klassificering, vilket har begränsat deras generella tillämplighet inom olika geografiska regioner och olika rumsliga skalor (Naiman et al. 1992b).

För att undvika dessa begränsningar har det utvecklats mer övergripande klassificeringssystem med en hierarkisk uppbyggnad som kan liknas vid den uppbyggnad som används i taxonomiska klassificeringssystem inom zoologi och botanik. Den hierarkiska klassificeringen har den stora fördelen att den kopplar klassificeringen i stor regional skala med klassificeringen liten mikrohabitat skala (Naiman et al. 1992b).

Klassificeringen är främst baserad på vattenfårans strukturella utseende och geomorfologiska-hydrologiska processer samt

strandzonens fysiska egenskaper, men även på vattendragens biologiska funktion (Warren 1979, Bisson et al. 1982, Rosgen 1985, Frissell et al. 1986, Cupp 1989a, b, Grant et al. 1990, Petts 1990).

Särskilt för de mindre vattendragen (vattendragsrang <4) föreligger en stort behov av ett allmängiltigt hierarkiskt klassificeringssystem eftersom dessa uppvisar en stor heterogenitet beträffande morfologiska och hydrologiska egenskaper (Beschta & Platts 1986, Sullivan et al. 1987). En nackdel är dock att de hierarkiska systemen kräver omfattande geomorfologiska-hydrologiska och biologiska data. Flera av systemen har haft en fiskeribiologisk-hydrologisk inriktning och främst utgått från habitatklassificering (Platts 1979, Bisson et al. 1982, Rosgen 1985, Sullivan 1986, Cupp 1989a). Andra har haft en mer övergripande geomorfologisk-hydrologisk inriktning och utgått från vattendragens och omgivningens lutningsförhållanden, (Frissell et al. 1986, Petts 1990).

En av de första som utvecklade ett hierarkiskt klassificeringssystem var Warren (1979). Han beskrev 11 klassificeringsnivåer från regional (>100 km²) till mikrohabitat skala (<1 m²). Detta system har sedan vidare utvecklats av både Rosgen (1985) och Frissell et al. (1986).

Enligt Rosgens system görs en klassning av enskilda vattendragsavsnitt från några få meter upp till 1000 m² med hjälp av geomorfologiska och fysiska karaktärer. Variabler som ingår är t ex lutning, meandring, bredd i förhållande till vattendjup, bottensubstrat och omgivande jordarters stabilitet. Systemet omfattar även underklasser som definieras av strandvegetation, vattendragsbredd, förekomsten av död ved och flödesregim, samt erosions- och sedimentationsmönster.

Frissell et al. (1986) införde därefter begreppet daltyper/dalformer och kopplade dessutom klassificeringen av vattendragen till en större regional biogeoklimatisk landskapsklassificering. Liknande system har senare utvecklats av både Sullivan et al. (1987) och Petts (1990). Enligt Frissell et al. (1986) skall den hierarkiska klassificeringen av vattendragen omfatta avrinningsområdet som helhet och utgå från 5 klassificeringsnivåer; avrinningsområde, vattendragavsnitt, vattendragsträckor, habitatmiljöer (höljor/forsar) och mikrohabitat (bottenstruktur).

Avrinningsområdet bedöms utgående från biogeoklimatisk region, vattendragens lutningsprofil och struktur (antal biflöden m m). Vattendragen delas också upp i olika avsnitt som definieras utgående från vissa specifika geomorfologiska egenskaper, t ex vattenfårens genomsnittliga lutning och utseende, samt dalslutningarnas och strandzonernas lutning och utseende (smala eller breda dalavsnitt).

Uppdelningen i smala och breda dalavsnitt är baserad på att de smala avsnitten (vanligen vattendragens övre delar) i regel domineras av erosionsprocesser, medan de breda avsnitten (slättlandet) präglas av sedimentationsprocesser och ett mer slingrande lopp (Swanson 1989). De smala dalavsnitten definieras av att strandzonens (*riparian zone*) sammanlagda bredd är mindre än 2 vattendragsbredder, och de breda dalavsnitten av att strandzonens sammanlagda bredd är större än 2 vattendragsbredder. Dalavsnitt med smala strandzoner är exempelvis raviner och kanjoner. Avsnitten kan klassificeras med hjälp av topografiska och geologiska kartor, samt vegetationskartor och flygbilder.

Varje större vattendragavsnitt delas där- efter upp i vattendragsträckor. Uppdelningen är baserad på brytningspunkter i vattenfårens lutning, den omgivande markens lutning mot vattendraget, dalbottenbredd, strandvegetation och strandmaterial. Sträckornas längd varierar mellan några tiotals meter hos mindre vattendrag till flera hundra meter för större vattendrag (vattendragsrang 5 eller högre). Klassificeringen av varje vattendragsträcka kräver fältstudier, även om vissa karaktärer kan urskiljas på gula kartan eller flygfoton.

Varje enskild sträcka delas vid fältstudierna sedan upp i olika habitatmiljöer (t ex forsar, strömmar och lugnvatten) som karakteriseras av vattenfårens lutning, vattendjup och flödesmönster, samt bottenbäddens utseende och typen av bottenmaterial. Habitatklassificeringen utgår från områden/enheter i vattenfåran med relativt homogent botten- substrat och ett enhetligt djup och flöde (Frissell et al. 1986, Hawkins et al. 1993). En tumregel för att urskilja de olika habitatene- terna är att de skall vara minst lika breda eller långa som vattendraget är brett.

Dessutom finns det klassificeringssystem som huvudsakligen är baserade på strandve- getationens utsträckning och sammansätt-

ning (Platts et al. 1987, Harris 1988, Swan- son S. et al. 1988, Baker 1989, Delong & Brus- ven 1991). Det är vanligt att växtsamhället delas upp i träd och undervegetation (buskar, gräs och örter). Buskar och örter utgör en bra indikator på jordartstyper och hydrologiska förhållanden, medan trädskiktet är en bättre indikator på områdets stabilitet i ett längre tidsperspektiv (Swanson S. et al. 1988). Delong och Brusven (1991) identifierade sju strandvegetationsklasser vars indelning ut- går från dominerande vegetationstyp, stran- dens och den omgivande markens lutning, markanvändning, samt strandvegetationens bredd och höjd. En nackdel med dessa klas- sificeringssystem är att strandvegetationens sammansättning ej alltid är direkt kopplad till förhållandena i själva vattenfåran (Har- ris 1988).

I en del fall har strandvegetationen ock- så klassificerats i relation till olika daltyper (Sullivan et al. 1987, Swanson S. et al. 1987, Harris 1988). Exempelvis har Harris (1988) klassificerat strandvegetationens artsam- mansättning i relation till 6 geomorfologiska daltyper. Daltypsindelningen följer i huvud- sak det av Frissell et al. (1986) föreslagna konceptet, dvs en uppdelning i smala ero- sionsavsnitt och breda sedimentationsavsnitt utgående från vattendragets och terrängens lutning.

Strandvegetationens utbredning och sam- mansättning klassificeras vanligtvis både med hjälp av flygbildstolkning och fältstudier. Speciellt storskaliga IR-bilder kan ge bety- dande information om strandvegetationens utbredning och sammansättning (Cuplin 1985, Platts et al. 1987). Även vanliga flyg- bilder har använts för att klassificera strand- miljöernas påverkansgrad och funktion (Platts et al. 1987). Tillsammans med till- gängliga GIS-data kan klassificeringen av strandvegetationen också användas för att bedöma vattendragens skyddsbehov.

Hierarkisk klassificering av vattendrag i Europa

I Europa är det framförallt i Tyskland som hierarkiska klassificeringssystem har an- vänts för regionala vattendragsklassificering- ar (Otto 1980, Otto & Braukman 1983, Bos- telmann et al. 1993). Enligt Otto och Brauk- mans klassificeringssystem delas vattendra- gen in i huvudtyper, undertyper, egentyper och vattendragstyper. Huvudtyperna är av

två slag, dels allmänna regionala grundtyper baserade på områdets höjdläge och geografiska läge (t ex alpina, höglands- och slättilandsvattendrag) och dels geokemiska grundtyper baserade på områdets berggrund och jordarter, t ex kalkpåverkade vattendrag (karbonatvattendrag) och vattendrag i silikatberggrund (silikatvattendrag).

Varje grundtyp delas sedan in i ett antal undertyper efter höjdzon och geomorfologiskt utseende. I de fall undertyperna är avvikande för regionen behandlas de som egentyper. Inom varje undertyp kan slutligen olika vattendragstyper identifieras utgående från vattendragsordning (vattendragsrang/storlek). Klassificeringskriterier som används för att fastställa undertyperna och vattendragstyperna är klimat (nederbörd och temperatur), avrinningsregim, vattentemperatur (max, årsmedel och amplitud), beskuggningsgrad, dallutning och vattendragsslutning, vattendragsstorlek, vattenfårans utseende och strömningsmönster, bottensubstrat, vattenkvalitet och bottenfaunaförekomst.

I Storbritannien har även Boon et al. (1994) utvecklat ett klassificeringssystem (SERCON) som utgår från geomorfologiska-hydrologiska karaktärer hos vattendragen och strandmiljöerna. SERCON-systemet (*System for Evaluating Rivers for CONservation*) är ett hierarkiskt 3-steps system som främst utgår från vattenfårans utseende (steg 1) och omgivande strandmiljöer (steg 2), men även avrinningsområdets allmänna karaktär (steg 3) används vid klassificeringen. Vid klassificeringen delas exempelvis vattendragen upp i avsnitt med olika vattendragsrang (*stream order*).

Klassificering av vattendrag i Sverige

I Sverige har SERCON-systemet använts som idémodell för System Aqua (Willén et al. 1996). System Aqua är ett bedömningsinstrument för karakterisering av sjöar och vattendrag med särskild inriktning på biologiska värden och biologisk mångfald (op cit.). Bedömningen görs i huvudsak på två nivåer; avrinningsområde och objekt (sjö eller vattendrag). På objektsnivån kan dock även delobjekt (vattendragsträckor eller delavrinningsområden) bedömas. I första hand är systemet utarbetat för bedömning av ett objekt med tillhörande avrinningsområde även om bedömning av dessa kan ske var för sig. När bedömningen enbart omfattar avrinningsom-

rådet skall dock System Aqua bara användas som ett översiktligt urvalsinstrument för att värdera avrinningsområden med likartad storlek med avseende på strukturell mångformighet och naturlighet. Det enskilda objektet kan vara en sjö, ett vattendrag eller en vattendragsträcka. Avgränsningar inom ett vattensystem görs genom en storleksuppdelning i delavrinningsområden efter vilken vattendragsrang (vattendragsordning) de tillhör.

Den biologiska mångfalden karakteriseras i System Aqua av fem kriterier; strukturell mångformighet, naturlighet, raritet, artrikedom, och representativitet. Kriterierna definieras genom indikatorer som poängbedöms i en relativ skala mellan 0-5 där 5 anger det högsta och 0 det lägsta naturvärdet. Antalet indikatorer per kriterium varierar mellan 3 och 5. På avrinningsområdesnivån bedöms under kriteriet strukturell mångformighet indikatorerna markanvändning, sjöandel och topografisk brutenhet, och under kriteriet naturlighet bedöms indikatorerna markanvändning (intensitet), fysiska ingrepp (kanalisering och fragmentering) och kemisk påverkan (utsläpp/atmosfäriskt nedfall).

På objektsnivån bedöms under strukturell mångformighet indikatorerna strandkorridor, strandflikighet/strömtyp, bottenotyp och vattenvegetation. Under kriteriet naturlighet bedöms fysiska ingrepp, påverkan på flöde/vattenstånd, strandvegetation, samt förändring i biota och vattenkvalitet. Under kriteriet raritet bedöms förekomsten av hotade och sällsynta arter, och under kriterierna artrikedom och representativitet bedöms indikatorerna högre vegetation (makrofyter), växtplankton, bottenfauna, fisk och häckande fågel. Vid sidan av ovannämnda kriterier bedöms också bl a objektens särprägel, vetenskapliga värde eller objektets betydelse för det rörliga friluftslivet. Indikatorerna, kriterierna och eventuella speciella förhållanden bildar underlag för en totalbedömning av naturresursen/naturvärdet hos det enskilda objektet som görs med hjälp av en värderingsprofil där de olika kriterierna jämförs.

På grund av att System Aqua mer eller mindre saknar en hierarkisk uppbyggnad omfattar bedömningen på objektsnivån allt från enskilda vattendragsträckor i små vattendrag upp till hela vattensystem i stora älvar. Den praktiska tillämpbarheten är dock begränsad till delsträckor i mindre vattendrag (Eriks-

son 1997). Eftersom System Aqua främst är ett biologiskt värderingssystem saknas, förutom storleksuppdelningen, möjlighet att objektivt klassificera vattendragen efter karaktär och bildningsform (vattendragstyp). System Aqua följer därvid i stort mönstret från andra svenska naturvärderingssystem (Berntell et al. 1983, Nilsson 1984, Björklund 1987, Theorin 1988, SNV 1989, Ståhl 1993) med en poängbedömning av naturvärdet istället för en klassificering av vattendragen efter bildningsform. Kriterierna i dessa system används främst för att värdera (poängsätta) vattendragens skyddsvärden och påverkansgrad, och bara i liten utsträckning för att klassificera vattendragen med avseende på hydrologiska, geomorfologiska, geologiska och biologiska förhållanden. Det är dock först när vattendragen är klassificerade i olika huvudtyper och undertyper som en riktig jämförelse av vattendragens naturvärden kan göras.

Framtida klassificerings- och värderingssystem bör ta större hänsyn till hydrologiska, geologiska och geomorfologiska karaktärer innan den slutliga värderingen görs. Exempel på basuppgifter som bör ingå är enligt Theorin (1988) avrinningsområdets areal, höjd och påverkansgrad (andel av olika marktyper), sjöarealer och strandlängd, åsträckornas längd, bredd och lutning, terrängformer, samt vattentillgång (medelvattenföring och vattenregim) och vattenkvalite (konduktivitet, alkalinitet, pH, färgtal, kväve och fosforhalt). Enligt Björklund (1987) är också många av de äldre naturvärderingssystemen starkt anspråksstyrda och subjektiva, vilket gör att värderingarna och kriterierna i ett och samma värderingssystem kan variera från område till område. En annan nackdel med dessa värderingssystem är att sjöar och vattendrag ofta behandlas som två oberoende naturtyper, vilket är fel eftersom klassificeringen och värderingen bör utgå från avrinningsområdet som helhet (Frissell et al. 1986).

Klassificering vid avsättning av skyddszoner

Redan i mitten på 1970-talet utvecklades i USA:s västliga stater ett klassificeringssystem som gav skogs- och miljövårdande myndigheter möjligheter att anpassa skyddszonerna till vattendragens skyddsvärden (Steinblums & Leven 1985, Swank 1990). Basen i klassificeringssystemet, som togs fram i sam-

band med att särskilda hänsynsregler upprättades inom ramen för BMP-programmet (*Best Management Practice*), är en uppdelning av vattendragen i permanent och temporärt vattenhållande vattendrag. Enligt BMP-klassificeringen delas vattendragen in i fyra vattendragsklasser där klass 1 omfattar permanenta eller temporära vattendrag med mycket stor betydelse för fiske, rekreation och vattenförsörjning, samt vattendrag med höga naturvärden i övrigt. I klass 2 ingår permanenta eller temporära vattendrag med medelstor betydelse för fiske, rekreation och vattenförsörjning. Till klass 3 hör permanent vattenförande vattendrag med liten eller ingen betydelse för fiske och vattenförsörjning, medan klass 4 utgörs av temporära vattendrag i samma värdenivå. Enligt Swank (1990) har i nordvästra USA omkring 18 000 mil vattendrag klassificerats på detta sätt. Av den sammanlagda längden utgörs 8% av klass 1 sträckor, 9% av klass 2 sträckor, 28% av klass 3 sträckor och hela 55% av klass 4 sträckor. Till varje skyddsklass har man sedan knutit olika vattenkvalitetsmål med avseende på t ex temperatur, sedimenttransport och vattnets syrgashalt. Vattenkvalitetsmålen varierar dock mellan olika stater.

I västra Nordamerika har man även använt hierarkiska klassificeringssystem för att klassificera vattendragens skyddsbehov och bestämma skyddszonernas utformning. I Alaska har man exempelvis tillämpat Rosgens klassificeringssystem (Rosgen 1985) för att bestämma skyddszonernas sammansättning och bredd (Gibbons 1985). Vattendragen delas upp i olika fiskevårdsenheter (FHMU = Fish Habitat Management Unit) som sedan klassificeras i tre nivåer. Klassificeringen är baserad på skyddsvärdet ur fiskesynpunkt, risken för påverkan (t ex erosionsrisk) och vattendragens lutning. Till klass 1 hör vattendragsavsnitt med havsvandrande fisk eller stationära bestånd med högt skyddsvärde. Till klass 2 hör vattendragsavsnitt med stationära fiskbestånd och begränsat skyddsvärde. Till klass 3 hör vattendragsavsnitt som saknar fiskbestånd men som har en bra vattenkvalitet och stor betydelse för nedströms liggande fiskhabitat. Skyddszonerna har en minsta bredd av 30 m som kan utökas vid ökat skyddsvärde och ökad känslighet för påverkan.

I Washington har Cupp (1989a) tagit fram en modifierad version av Frissells hie-

rarkiska koncept. Enligt Cupps system omfattar klassificeringen 6 hierarkiska nivåer; ekoregion, avrinningsområden, delavrinningsområden, dalavsnitt (vattendragsavsnitt), habitattyper och habitatenheter (mikrohabitat). För att göra systemet mera tillämpbart för klassificering av små skogsvattendrag, med hänsyn till skyddszoner, modifierades sedan system något (Cupp 1989b). Det nya systemet omfattar 18 olika typer av dalavsnitt (5 huvudgrupper) som definieras utgående från 6 olika kriterier, baserade på vattenfårans och omgivningens geomorfologiska karaktärer. Vid klassificeringen används följande kriterier; dalavsnittets läge i vattensystemet (vattendragsrang), vattenfårans genomsnittliga lutning, vattenfårans form (rak/slingrande), dalslutningarnas lutning, strandzonernas sedimentavlagringar, samt kvoten mellan vattenfårans bredd och dalbottens bredd (smala eller breda daltyper).

För att avgränsa dalavsnitten och primärt klassificera dessa används topografiska kartor (skala 1: 24 000) och flygfoton (skala 1: 24 000). Slutlig klassificering görs dock först efter fältstudier. Inom varje dalavsnitt identifieras sedan, med standardiserad fältmetodik och ett antal habitatvariabler (Bisson et al. 1982, Sullivan 1986), flera habitattyper och habitatenheter utgående från vattenfårans och bottenstrukturs egenskaper. Till sammans med uppgifter om vattendragens påverkansgrad och skyddsvärde (biologiskt värde) bildar dessa uppgifter en bas för klassificera vattendragens behov av skyddszoner.

Vid en analys av de ingående habitatvariablerna i Cupps klassificeringssystem fann Beechie och Sibley (1990) att de erhållna medelvärdena var signifikant olika för de olika dalavsnittstyperna, men att ett visst överlapp förekom bland enskilda variabler. Resultaten indikerar att den sammanvägda klassificeringen var tillfredsställande, men ej för de enskilda variablerna.

Enligt Naiman et al (1992b) har Cupps klassificeringssystem ökat förståelsen för differentierade riktlinjer för skyddzonernas utformning. Den fysiska klassificeringen av olika vattendragsavsnitt och habitattyper har också medfört att bättre hänsyn kan tas till fiskens habitatkrav (Bisson et al. 1988, Hawkins et al. 1993).

BMP-programmets klassificeringssystem med en uppdelning av vattendragen i permanent och temporärt vattenhållande

vattendrag i fyra skyddsklasser har också använts vid avsättning av skyddszoner i jordbrukslandskapet. I vissa fall har man också utgått från en hierarkisk klassificering baserad på geomorfologiska-hydrologiska processer (Swanson S. et al. 1988). Klassificering av vattendragsavsnitten i jordbrukslandskapet har dock varit mer inriktad på strandvegetationen än på habitatenheter i vattendragen (Platts et al. 1987, Delong & Brusven 1991).

I jordbrukslandskapet föreligger också ett annat behov av att klassificera vattendragen med avseende på åtgärdsbehov och möjligheten att återställa skadade vattendragsavsnitt, eftersom strandmiljöerna i många fall redan är kraftigt påverkade (Swanson 1989). Flera författare har betonat behovet av klassificering i samband med upprättandet av åtgärdsplaner (Ahola 1990, Ekologgruppen 1990, Hayes & Dillaha 1992, Vought et al. 1991 och 1994).

Vattendragens geomorfologiska karaktärer och strandvegetationens sammansättning kan med fördel analyseras med hjälp av geografiska informationssystem innan fältstudierna genomförs (Hemstrom 1989, Delong & Brusven 1991). GIS-data kan också användas som hjälpmedel för att bestämma skyddzonernas bredd och areal längs vattendragen (Hemstrom 1989, Xiang 1993).

Strategier vid avsättning av skyddszoner

Skyddszoner skall i princip avsättas vid vattendragen vid alla typer av påverkan, men det är särskilt angeläget att skyddszoner avsätts när markanvändningen i avrinningsområdet förändras eller är omfattande, t ex vid skogsavverkningar, dikning, odlingsverksamhet, vägbyggnationer och utbyggnad av tätorter. Skyddet av strandmiljöerna har störst betydelse för de mindre vattendragen (<15 m breda), men har också stor betydelse för de större vattendragens funktion. För att bestämma om anläggning av skyddszoner är den lämpligaste åtgärdsstrategin behöver enligt Barling & Moore (1994) följande frågor besvaras:

- Vilka processer berörs?
- Vilka funktioner skall de anlagda skyddszonerna tillgodose?
- Hur effektiva är skyddszonerna med avseende på dessa funktioner?
- I vilka situationer skall skyddszoner avsättas?
- Var skall skyddszonerna vara belägna för att ge bästa skydd?

Vilka processer som berörs beror bl a på faktorer som markanvändningstyp, klimat, landskapets topografi, jordarter, vegetation och läget i landskapet. Även om skyddszonerna i grunden är multifunktionella avsätts de många gånger enbart för att fungera som sediment- och näringsämnesfälla. För att bevara eller restaurera vattendragens ekologiska värden bör man dock eftersträva multifunktionella skyddszoner. Viktiga funktioner som skyddszonerna skall uppfylla är t ex sediment- och erosionskontroll, upptag av näringsämnen, utjämning av flöden, reglering av ljusinflödet till vattendragen, utjämning av vattentemperaturen, tillförsel av organiskt material som lövmaterial (CPOM) och död ved (CWD och LWD), bevarande av strukturell mångfald och biologisk mångfald i vatten- och landmiljön (Osborne & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994, Castelle et al. 1994). Dessa funktioner utgör nyckelfunktioner för bevarandet av strömvattensystemen.

Skyddszonernas effektivitet varierar som tidigare har redovisats med lokala förhållanden och skyddszonernas utformning (längd och bredd), men också med efterfrågad funktion. I många fall kan 15 m breda skyddszoner vara tillräckliga för att förhindra en försämrad vattenkvalitet, men för att bevara vattendragens ekologiska värden behöver skyddszoner i de flesta fall vara 20-30 m breda (Corbett et al. 1978, Clinnick 1985, Castelle et al. 1994). I det senare fallet är det dessutom viktigt att skyddszonerna har tillräcklig areal omfattning.

Enligt Barling och Moore (1994) kan skyddszonernas omfattning och bredd bestämmas på två sätt, dels genom att identifiera källområdena för avrinningsbildningen och dels genom att fastställa vilken bredd skyddszonerna behöver ha för att uppfylla en viss funktion. Metoder för att identifiera källområdena för avrinningsbildningen är därför betydelsefulla för skyddszonernas utformning och för genomförandet av skyddsstrategin.

I allmänhet gör skyddszonerna störst nytta om de avsätts längs de mindre vattendragen högt upp i avrinningsområdet (Petersen et al. 1987, Swanson 1989). Detta beror på att huvuddelen av avrinningsbildningen sker i avrinningsområdets övre delar och att vattendragens hydrologiska regim ofta är styrande för skyddszonernas funktion. Mer frekventa och förhöjda flödestoppar, och därmed

ökad erosion, i vattendragens övre delar ger i allmänhet en försämrad miljö och vattenkvalite även nedströms i vattendragen.

Habitatförändringarna är ofta mest uttalade i anslutning till avverkade områden men kumulativa effekter kan ge en påverkan långt ned i vattensystemen (Beanlands et al. 1986, Chamberlin et al. 1991). I jordbrukslandskapet kan också restaureringen av våtmarker längs vattendragen ha stor betydelse för näringsupptaget och utjämningen av flöden (Petersen et al. 1990, De Laney 1995).

Strategier i skogslandskapet

För att förhindra kumulativa effekter och effektivt skydda vattendragen bör planeringen av skogsbruksåtgärderna helst ske avrinningsområdesvis, dvs vattendragens avrinningsområden skall användas som planeringsenheter vid upprättandet av skogsbruksplaner. Även effektiviteten och miljövinsten av insatta åtgärder bör utvärderas med avrinningsområdet som bas (Everest & Sedell 1984). I Nordamerika (t ex Washington, Idaho, British Columbia) har man därför under senare år börjat med sk avrinningsområdesanalyser i samband med planeringen av skogsbruksåtgärderna (Toth 1996). Enligt Toth (1996) kan analysen delas upp i inventering/klassificering, upprättande av föreskrifter samt övervakning. Beskrivningen och klassificeringen grundas primärt på flygfoton, skogliga data (ståndortsdata), naturvärdesbeskrivningar, landformskartor, geografiska informationssystem (GIS) och i vissa fall även fältsstudier av vattendragens struktur och närmiljö.

Enligt Chamberlin et al. (1991) bör man för den vattendragsnära skogen eftersträva långa rotationstider eftersom förekomsten av stora träd har stor betydelse för LWD-förekomsten i vattendragen. Vid planeringen av skogsbruket är det också betydelsefullt att kunna använda modeller för att förutsäga kumulativa effekter av planerade avverkningar, samt vilken effekt sparade skyddszoner har på eventuella förändringar i avrinning och vattentemperatur (avrinningsområdesanalys). Modeller kan dessutom användas för att bedöma stabiliteten (vindkänsligheten) hos sparade skyddszoner (Steinblums et al. 1984, Chamberlin et al. 1991). Det är exempelvis vanligt att skyddszonerna utsätts för kraftig vindfällning när mark-, terräng- och vindförhållanden ej har beaktats i tillräcklig omfattning.

Skyddszonerna bör helst utformas (bredd, trädthet och sammansättning) så att skyddszonerna uppnår alla önskade funktioner (Steinblums et al. 1984, Bisson et al. 1987, Castelle et al. 1994). För att uppnå detta kan skyddszonerna antingen utformas som helt orörda skyddszoner eller delas upp i två delzoner med en orörd zon (*riparian zone*) närmast vattendraget och en skötselzon (*stream-side management zone*) mot fastmarken. Inom skötselzonen kan avverkning tillåtas enligt särskilda riktlinjer (se avsnittet om riktlinjer för avverkning). Vid utformningen av skyddszonerna och avverkningsreglerna bör man, förutom vattendragens skyddsvärde, även ta hänsyn till faktorer som planerad avverkningsareal, vattendragstyp, vattenfårans utseende och stabilitet, markens lutning och erosionsbenägenhet, vegetation och miljötyp (Haugen & Duff 1982). Planeringen av större avverkningar skall helst ske i samarbete med hydrologer och ekologer. Innan avverkningen genomförs bör dessutom kartmaterial tas fram som visar avverkningsenheterna och de vattenmiljöer som kräver skyddszoner. Alla transportvägar bör märkas ut och tyngre skogsmaskiner bör helst ej köras närmare vattendragen än 30 m räknat från högvattenlinjen, frånsett där det är absolut nödvändigt att korsa vattendraget.

Strategier i odlingslandskapet

Avsättning av skyddszoner och våtmarker längs de mindre källvattendragen utgör det första steget i skyddet och restaureringen av jordbrukslandskapets vattensystem. Genom att anlägga skyddszoner och våtmarker i vattensystemens övre delar erhålls i regel en utjämnande effekt på vattenföringen (De Laney 1995). En restaurering av våtmarkerna i vattendragens övre delar kan reducera flödestopparna vid högvattenflöden och därmed även transporten av sediment och näringsämnen i vattendragen (Robinson 1995). Speciellt i flacka och låglänta partier av avrinningsområdet är det lämpligt att anlägga våtmarker (De Laney 1995). Våtmarkerna och utgör också viktiga depositionsområden för sediment och näringsämnen. Anläggning av skyddszoner och våtmarker i anslutning till vattendragen är en accepterad åtgärdsstrategi i flera länder för att minska utflödet av näringsämnen och sediment till vattendrag och sjöar, speciellt i intensivt brukade jordbruksområden (Prato & Shi 1990, Peter-

sen et al. 1992, Muscutt et al. 1993, Osborne & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994). I en del fall har också plantering av träd och buskar längs vattendragen använts för att minska förekomsten av vattenvegetation i vattendragen (Dawson & Haslam 1983).

Strävan bör vara att i första hand bevara befintliga (naturliga) strandmiljöer, våtmarker och sumpskogar. När sådana saknas eller förekommer i begränsad omfattning, t ex i jordbrukslandskapet, bör man återskapa strand- och våtmarksmiljöerna. Enligt Petersen et al. (1990, 1992) görs detta bäst genom en flerstegsmodell där den första åtgärden är att avsätta skyddszoner mellan vattendraget och åkermarken och besätta zonerna med gräs. Nästa steg blir att plantera träd och buskar inom skyddszonerna. Det tredje steget är att anlägga våtmarker på lämpliga ställen inom skyddszonerna i anslutning till vattendragen. För att erhålla multifunktionella strandmiljöer bör skyddszonerna ha en varierad vegetationssammansättning i flera skikt som omfattar gräs, buskar och träd.

Bevarandet och återskapandet av våtmarker är särskilt viktigt i jordbrukslandskapet eftersom dessa ökar upptaget av näringsämnen (Lowrance et al. 1985). Naturliga våtmarker och översvämningssområden med hög kapacitet att reducera vattnets nitratkväve är t ex sumpskogar (Barling & Moore 1994), men även små och temporära våtmarkerna har en stor betydelse för en förbättrad vattenkvalite, flödeskontroll och ett rikt växt- och djurliv (De Laney 1995, Robinson 1995). Täckdikningskartor och kartor över befintliga våtmarker och översvämningssområden kan användas för att finna lämpliga områden för restaurering och anläggning av våtmarker (Vegeågruppen 1992). Terrängens lämplighet för våtmarker kan också bedömas med hjälp av flygbilder (Wessling & Skage 1991).

Olika prognosmodeller kan också användas som hjälpmedel för att finna lämpliga åtgärdsstrategier och för att utvärdera skyddszonernas utformning och effektivitet. För jordbrukslandskapets vattendrag har ett flertal hydrologiska vattenkvalitetsmodeller tagits fram (Tim & Jolly 1994). I regel är dessa baserade på sediment och kväveretentionen i vattendragens strandmiljöer (Young et al. 1989, Phillips 1989b, Altier et al. 1994, Hubbard & Lowrance 1994). Tim och Jolly (1994) har dessutom utvecklat en metod för att integrera dessa modeller med tillgängliga GIS-data.

Anpassningen av skyddszonernas utformning till olika skyddsvärden och lokala förhållanden kräver en klassificering av vattendragen och strandmiljöerna. Vattendragen klassificeras vanligtvis utgående från storlek, hydrologiska och geomorfologiska karaktärer, påverkansgrad och biologiska värden, medan omgivande strandmiljöer klassificeras med avseende på vegetation, marklutning, påverkansgrad, jordarter, och erosionskänslighet. Under senare år har man ofta använt hierarkiska klassificeringssystem för att klassificera vattendrag och vattendragssträckor.

För att skydda vattendragen och strandmiljöerna är det särskilt viktigt att bevara vattenregimen. Andra viktiga funktioner som skyddszonerna skall uppfylla är begränsning av erosionen i vattenfåran och strandmiljöerna, begränsning av utflödet av sediment och näringsämnen, reglering av ljusinflöde och vattentemperatur samt tillförsel av organiskt material som löv och död ved.

I skogslandskapet kräver bevarandet av vattendragens tillförsel av död ved att en viss mängd stora och gamla träd sparas inom skyddszonerna. I odlingslandskapet är anläggning av våtmarker en mycket viktig åtgärd för att förbättra vattenregimen och minska utflödet av näringsämnen.

Skyddszonernas utformning och skötsel

I en litteraturoversikt identifierade Castelle et al. (1994) fyra baskriterier för skyddszonernas utformning; 1) vattenresursernas funktionella värde (skyddsvärde), 2) markanvändningens intensitet, 3) karaktären hos skyddszonen (marklutning, jordarter och vegetation) och 4) skyddszonens specifika funktion/er. De tre första kriterierna förutsätter en beskrivning och klassificering av vattendragens miljöstatus och det fjärde kriteriet är relaterat till vilka funktioner som eftersträvas hos skyddszonerna. Till eftersträva de funktioner hör skyddszonernas förmåga att; utjämna avrinningen, ta upp och hålla kvar sedimentpartiklar, ta upp och omsätta näringsämnen som kväve och fosfor, begränsa temperaturförändringar, kontrollera mängden vattenvegetation, samt bevara tillförseln av partikulärt organiskt material (löv, kvistar och död ved) (Dawson and Haslam 1983, Clinnick 1985, Muscutt et al. 1993, Osborne & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994, Castelle et al. 1994).

Det viktigaste vid utformningen av skyddszonerna är att bestämma hur breda skyddszonerna skall vara. Det vanligaste sättet att bestämma skyddszonens bredd har varit att utgå från fasta minimumbredder och sedan tillämpa dem oavsett hur vattendrag och terräng ser ut (Johnson & Ryba 1992, Castelle et al. 1994). En bättre modell är dock att först bestämma minsta acceptabla skyddszonsbredd och sedan utvidga den med hänsyn till marklutning, jordarts- och vegetationsförekomst, dvs en anpassning till lokala förhållanden (Budd et al. 1987, Castelle et al. 1994). En tredje metod är att i varje enskilt fall anpassa skyddszonens bredd till lokala förhållanden och eftersträva de funktioner (Potts & Anderson 1990, Johnson & Ryba 1992, Castelle et al. 1994).

Alla tre modellerna har för- och nackdelar. När modellen med fasta bredder används kan de avsätta skyddszonernas funktion vara bristfällig på grund av bristande anpassning till lokala förhållanden. Variabla bredder ger oftast funktionella skyddszoner men kräver en anpassning till både lokala förhållanden och funktionellt värde, vilket innebär att arbetet är resurskrävande och kräver kvalificerad personal. Avgränsningen av skyddszonerna i planeringsfasen blir också svårare att göra. Flera författare hävdar dock att

skyddszonernas form och bredd alltid skall anpassas till landskapets topografi, jordarter och vegetation, och att varje situation skall behandlas individuellt på grund av att vattendragen och deras strandområden har olika krav och förutsättningar (Beschta & Platts 1986, Swanson et al. 1988, Potts & Anderson 1990). För att bevara vattendragens avrinningsregim kan det exempelvis vara nödvändigt att fastställa arealen som bidrar till avrinningsbildningen både före och efter avverkning, och därefter definiera en minsta effektiva skyddszonsbredd för hela avrinningsområdet (Clinnick 1985, Barling & Moore 1994). Skyddszoner skall i sådant fall avsättas längs hela vattendraglängden och omkring källflödesområdet i varje delavrinningsområde (O'Loughlin et al. 1989, Barling & Moore 1994).

För att avgöra skyddszonernas effektiva bredd i relation till vegetation (beståndstäthet), jordarter och topografi har man använt flera olika prognosmodeller (Hemstrom 1989, van Sickle 1991, Xiang 1993, Barling & Moore 1994, Tim & Jolly 1994). Enligt Hemstrom (1989) och Xiang (1993) kan modeller utgående från GIS (Geographical Information System) vara mycket användbara för att hitta en optimala skyddszonsbredd i relation till lokala förhållanden och en förväntad effektivitet. På grund av att underlagsdata för en sådan analys ofta är osäkra är det dock svårt att förutsäga den optimala skyddszonsbredden utan fältstudier. I många områden och länder saknas för närvarande också tillräcklig kunskap om hur stort nedfall av död ved (LWD) som krävs för att bibehålla vattendragens funktion och stabilitet.

Den effektiva skyddszonsbredden är beroende av vad som skall skyddas, graden av påverkan och lokala markförhållanden. För att förhindra påverkan på den akvatiska faunan kan exempelvis den effektiva skyddszonsbredden variera från 10 till 180 m (Rabeni 1991, Castelle et al. 1994, Large & Petts 1996). För att bevara den semi-akvatiska och den landlevande faunan krävs i regel ännu bredare zoner, ofta 30-200 m breda zoner (Stauffer & Best 1980, Brinson et al. 1981, Brown et al. 1990, Rabeni 1991). För fysisk-kemiskt skydd rekommenderas i regel en minsta bredd mellan 10 och 30 m (Tabell 7). För bevarandet av vattendragens biologisk

Tabell 7. Rekommenderade skyddszonsbredder för skydd av vattendrag, sjöar och våtmarksmiljöer.

Minsta bredd (m) för fysiskt-kemiskt skydd	Minsta bredd (m) för bevarande av biologisk funktion	Referens
15	15-90	Trimble & Sartz 1957
11-22	20-30	Corbett et al. 1978
10	20-30	Cameron & Henderson 1979
20	-	Bren & Turner 1980
20-30	-	Peterjohn & Correll 1984
20	30	Clinnick 1985
15	-	Budd et al. 1987
15-80	-	Phillips 1989d
50	-	Ahola 1990
30	-	Keskitalo 1990
10-20	-	Williamson et al. 1990
23-183	-	Rabeni 1991
5-10	20-30	Barling & Moore 1994
15	30	Castelle et al. 1994

funktion rekommenderas en minsta bredd mellan 20 och 30 m. Enligt Castelle et al. (1994) behöver skyddszonerna vara minst 15 m breda för att bevara vattendragens vattenkvalitet, och minst 30 m för att bevara vattendragens biologiska funktion/kvalitet. Den effektiva skyddszonsbredden är också beroende av zonernas arealtäckning eftersom bevarandet av avrinningsregimen är relaterat till skyddszonernas areal (Clinnick 1985, Barling & Moore 1994).

För de mindre vattendragen (vattendragsrang 1-4) ger 20-30 m breda skyddszoner ett bra skydd, förutsatt att de är rätt utformade och att markförhållandena ej kräver bredare zoner. Längs större vattendrag och vattendragsavsnitt med breda översvämningsszoner, eller avsnitt av typ "braided river" dvs vattendragsträckor och områden där huvudfåran delar upp sig i flera mindre fåror, krävs det dock betydligt bredare zoner. Breda översvämningsszoner och delningar förekommer ofta vattendragens nedre och mera flacka delar, antingen som sidofåror som återförenas med huvudfåran (s k kvillar) eller som delabildningar vid vattendragens mynning i sjöar eller hav. Sådana strandområden har ett särskilt högt skyddsvärde både med hänsyn till vattendragens funktion och landskapets biologisk mångfald. För att bevara dessa områden kan det krävas omfattande och särskilda hänsyn som t ex reservatbildning.

För att bevara skyddszonernas olika funktioner i ett längre perspektiv är det ofta nödvändigt att betrakta skyddszonerna som

skötselzoner med särskilda avverkningsregler och skötselvillkor. En landskapsekologisk planering av skyddszonernas underhåll kan ge både ekonomiska och miljömässiga fördelar (Lynch et al. 1985).

Skyddszonernas utformning i skogslandskapet

Redan i början av 1970-talet började man i USA och Canada regelmässigt spara skyddszoner (buffertzoner) längs vattendragen i samband med avverkning (Steinblums & Leven 1985). Det som styrde skyddszonernas utformning inledningsvis var deras förmåga att förhindra förhöjda sedimenttransporter och höga vattentemperaturer i vattendragen (Brown & Krygier 1971, Swift & Messer 1971, Brown 1971, Burns 1972). De avsatta skyddszonerna hade i regel en bredd mellan 12 till 30 m (Corbett & Lynch 1985). Bredden reglerades av vattendragens storlek, skyddsvärde och lokala förhållanden.

Senare under 1980-talet har man i större utsträckning uppmärksammat strandvegetationens betydelse för nedfallet av död ved (LWD). Nedfallet av död ved utgör en viktig faktor för de mindre vattendragens stabilitet och funktion (se tidigare avsnitt). På grund av vedmaterialets stora ekologiska betydelsen har bevarandet av död ved i vattendragen givits högsta prioritet i samband med skyddszonernas utformning i flera stater t ex Oregon och Washington.

Skyddszonernas utformning för att förhindra förhöjda vattentemperaturer och sedimenttransporter i vattendragen

I början av 1970-talet ansågs en bredd av 12 m var tillräcklig för att förhindra förhöjda vattentemperaturer i mindre vattendrag (Burns 1970, 1972). För större vattendrag och vattendrag omgivna av erosionskänslig mark rekommenderades dock skyddszoner som var 20 till 30 m breda (Moring & Lantz 1975, Corbett et al. 1978). Skyddszoner sparades enbart vid permanent vattenförande vattendrag och främst vid vattendrag med skyddsvärda fiskbestånd. Inom skyddszonerna var det ofta möjligt att avverka alla större träd av ekonomiskt intresse, förutsatt att vattendraget ej var klassat som skyddsvärt och "temperaturkänsligt" (Phinney et al. 1989). I sådant fall skulle alla skuggande träd av klenare virke (ekonomiskt ointressanta) lämnas och av de grövre träden skulle 50% sparas. Vid vattendrag med dokumenterade temperaturproblem skulle 75% av de skuggande träden lämnas (op cit.). Med dessa regler kunde dock i praktiken alla träd med ekonomiskt intresse avverkas eftersom det var bara ett fåtal vattendrag som blev klassade som temperaturkänsliga. Förutom vattendragens temperaturkänslighet och skyddsvärde, reglerades skyddszonernas bredd även av markens lutning och erosionsbenägenhet.

I samband med att BMP-programmet infördes förbättrades både klassificeringen av vattendragen och skyddszonernas utformning. Flera studier kunde också visa att det krävdes bredare skyddszoner än 12 m för att undvika förhöjda vattentemperaturer och sedimenttransporter (Brazier & Brown 1973, Moring & Lantz 1975, Corbett et al. 1978, Steinblums et al. 1984, Lynch et al. 1985). Brazier & Brown (1973) tog fram en prognosmodell som visade att det krävdes skyddszonsbredder upp till 25 m för ge den beskuggning på 60-80% som var nödvändig för att undvika större förändringarna i vattentemperaturen. Enligt Steinblums et al. (1984) behöver skyddszonen på vattendragens sydsida vara minst 24 m bred för att ge helt opåverkade vattentemperaturer. Ett flertal studier har också visat att skyddszonerna bör vara relativt heltäckande längs vattendragen (Hewlett & Fortson 1982, Barton et al. 1985) och avsättas både vid permanent och temporärt vattenförande delar (Lynch et al. 1984). Även för att begränsa sedimenttransporter-

na bör skyddszonerna ha en bredd mellan 20 och 30 m (Moring & Lantz 1975, Corbett et al. 1978, Lynch et al. 1985).

Skyddszonernas utformning med hänsyn till vattendragens tillförsel av död ved

För att avgöra i vilken omfattning träden skall sparas längs vattendragen och vilka träd som skall sparas, är det nödvändigt att känna till ursprungskällorna för LWD-materialet och källornas avstånd till vattendraget. Detta har bland annat studerats i Oregon och Washington av Lienkaemper och Swanson (1987) och McDade et al. (1990). McDade et al. (1990) undersökte förekomsten av nedfallen LWD i både avverkningsmogna (80-200 år) och ännu äldre skogar (>200 år) i Oregon och Washington. Skogen längs vattendragen dominerades av Douglasgran (*Pseudotsuga menziesii*), Hemlockgran (*Tsuga heterophylla*), röd ceder (*Thuja plicata*), Sitkagran (*Picea sitchensis*) och rödal (*Alnus rubra*). De fann att 11% av LWD-materialet hade sitt ursprung inom en meter från vattendragen och att över 70% hade sitt ursprung inom 20 m från vattendragen, dvs motsvarande halva trädhöjden. Träden i den äldre skogen hade en mycket stor trädhöjd, vilket medförde att en stor del av LWD-materialet där hade sitt ursprung längre från vattendragen än i den avverkningsmogna skogen. LWD-materialet från lövträden hade sitt ursprung inom ett mindre avstånd från vattendragen än barrträdsmaterialet. Exempelvis hade mer än 83% av lövträdsmaterialet sitt ursprung inom 10 m från vattendragen jämfört med 53% för barrträdsmaterialet. Det maximala avståndet till ursprungskällan var 60 m i den äldre skogen. Även Lienkaemper och Swanson (1987) redovisar resultat där huvuddelen (66%) av det nedfallna LWD-materialet hade sitt ursprung inom 20 m från vattendragen.

Något annorlunda resultat redovisar dock Murphy och Koski (1989) från studier i Alaska. De fann att strandbankserosionen svarade för upp till 50% av LWD-nedfallet medan resterande 50% hade sitt ursprung längre än 1 m från vattendragen. Mer än 90% av LWD-materialet hade sitt ursprung inom en zon av 20 m från vattendragen. Skogen längs vattendragen dominerades av hemlockgran och sitkagran. Den högre andelen med ursprung inom 20 m från vattendragen som Murphy & Koski (1989) redovisar var främst kopplad till en lägre trädhöjd, större mark-

lutning och en större erosion i vattenfåran. Enligt Murphy och Koski (1989) bör dock skyddszonerna trots detta vara minst 30 m breda för att bevara ett uthålligt tillskott av LWD till vattendragen.

För skyddszonernas utformning krävs dessutom kunskap om hur mycket LWD det skall finnas i vattendragen för att bevara vattendragens funktion och biologiska produktion. Eftersom den optimala mängden ej är känd har man istället utgått från de LWD-volymer som har uppmätts i vattendrag omgivna av gammal skog. Mängden LWD i vattendragen är också beroende på materialets nedbrytningshastighet. Enligt Grette (1985) är LWD-materialets nedbrytningshastighet ca 1% per år i nordvästra USA. Flera studier har dock redovisat resultat som indikerar att LWD från lövträd bryts ned snabbare än LWD från barrträd (Anderson et al. 1978, Swanson & Lienkaemper 1978, Grette 1985). Dessutom krävs kunskap om LWD-materialets karaktär och stabilitet i relation till vattendragets storlek och lutning (Bilby & Wasserman 1989). Skyddszonernas utformning i Washington har därför baserats både på LWD-förekomsten i vattendragen och ett beräknat tillskott från den sparade skogen (Bilby & Wasserman 1989).

Modeller för att beräkna tillförseln av död ved och skyddszonsbredd

För att beräkna skyddszonernas bredd och LWD-tillskottet från träd på olika avstånd från vattendragen har flera modeller utvecklats (Murphy & Koski 1989, McDade et al. 1990, Robison & Beschta 1990b, Van Sickle & Gregory 1990). McDade et al. (1990) utarbetade en trigonometrisk modell baserad på en uniform trädhöjd och trädthet och en slumpmässig riktning på trädens fall. Med hjälp av modellen kan en sannolikhetsfördelning av LWD-nedfallet på olika avstånd från vattendraget beräknas utgående från trädhöjden och LWD-källans avstånd till vattendraget. Med modellen som utgångspunkt beräknas en skyddszon av 30 m bredd producera ca 85% av det befintliga LWD-materialet, medan en zon med 10 m bredd beräknas producera mindre än 50% av materialet. Även Robison och Beschta (1990b) har tagit fram en metod för att bestämma sannolikheten för träd av given storlek och avstånd från vattendraget att bidra till LWD-förekomsten i vattendraget. I kombination med kunskap om

trädens grundyta (basyta) kan träden som utgör en potentiell LWD-källa identifieras och sparas. Grundytan är summan av trädens genomskärningsyta i brösthöjd. På grund av att metoden utgår från att träden har en likvärdig chans att falla i alla riktningar och ej heller tar hänsyn till trädens ålder och sannolikhet för att falla bör den tillämpas med en viss försiktighet, vilket också författarna påpekar.

En mer generell sannolikhetsmodell för att uppskatta LWD-tillskottet till vattendragen har presenterats av Van Sickle och Gregory (1990). Parametrar som ingår i modellen är trädthet, trädens storleksfördelning och sannolikheten för att träden skall falla i vattendraget. Modellen kan tillämpas på heterogena trädbestånd med blandad trädhöjd och olika trädslag, och tillåter dessutom trädtheten och sannolikheten för nedfall i vattendraget att variera med avståndet från vattendraget. Detta innebär att den också kan användas för att jämföra LWD-tillskottet från olika typer av skyddszoner, t ex olika skyddszonsbredder och olika träduttag inom skyddszonen. Enligt Van Sickle och Gregory (1990) har modellen en flexibilitet som gör det möjligt att förutsäga LWD-nedfallet i heterogena trädbestånd i en skala från några träd upp till hela vattensystem. När modellen tillämpas på trädbestånd med blandad trädhöjd förutsäger den att skyddszoner med en bredd av 20 m bidrar med 95% av vattendragets totala LWD-tillskott. LWD-bidraget från trädbestånd med blandad trädhöjd är större än från trädbestånd med uniform trädhöjd. Van Sickle och Gregory (1990) understryker därför särskilt vikten av att ta hänsyn till trädbeståndets sammansättning (ålder, täthet och trädslag) vid utformningen av skyddszonerna.

Skyddszonernas utformning med hänsyn till trädens vindkänslighet

En viktig faktor som påverkar skyddszonernas funktion i skogslandskapet är också vindkänsligheten. Steinblums et al. (1984) har visat att detta är ett vanligt problem och att ingående trädslag har en stor betydelse för förekomsten av vindfällen. Antalet vindfällen beror också på områdets topografi, jordart och närvaron/frånvaron av närliggande skogspartier. Ett sätt att minska skyddszonernas vindkänslighet är att göra skyddszonerna bredare samtidigt som enstaka vind-

känsliga träd gallras bort med plockhuggning. I vindutsatta lägen bör man vid eventuell gallring dessutom sträva efter att lämna dominerande träd som har en låg kvot för förhållandet mellan trädhöjd och brösthöjdsdiameter (Berg 1995). För att minska skyddszonernas vindkänslighet förekommer det också att man kapar toppen eller på annat sätt beskär utsatta träd (Mitchell 1996).

Skyddszonernas utformning i jordbrukslandskapet

Frånvaron av strandvegetation och våtmarker längs vattendragen i jordbrukslandskapet har kraftigt försämrat strandzonernas förmåga och möjlighet att ta upp och omvandla näringsämnen. För att minska utflödet av sediment och näringsämnen till vattendrag och sjöar (Alström & Bergman 1988, Leonardson 1990, 1994), eller för att begränsa vattenvegetationen på särskilt utsatta vattendragsavsnitt (Dawson & Haslam 1983) har därför både gräs- och trädbevuxna skyddszoner avsatts längs vattendragen. Ofta har också våtmarker anlagts i anslutning till skyddszonerna för att ytterligare minska näringsläckaget från jordbruksmarken. Prioriterade områden enligt EU:s vattenkvalitetsdirektiv, och villkoren för miljöstöd, är vattendragsavsnitt med åkermark i anslutning till vattendragen.

I Europa är avsättningen av skyddszoner längs vattendrag i jordbruksområden inne i ett uppbyggnadsskede. I USA har däremot anläggandet av skyddszoner (*vegetated filter strips*) en längre tid varit en både accepterad och rekommenderad BMP-metod. I vissa jordbruksområden har t ex skyddszoner anlagts längs alla vattendrag som är vattenförande året runt (Dillaha 1989). Även i Nya Zeeland och Australien har anläggning av skyddszoner använts en längre tid för att minska näringsläckaget till vattendragen (Muscutt et al. 1993).

På grund av den odlade markens stora läckage av sediment och näringsämnen har strandmiljöernas upptag av sediment och näringsämnen varit den primära utgångspunkten för skyddszonernas utformning och sammansättning (vegetationstyp) (Osborne & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994). Skyddszonernas praktiska utformning har dock hittills mera varit baserad på ekonomiska överväganden och markens erosionskänslighet än på skyddszonernas optimala näringsupptag.

Den ensidiga inriktningen på sediment- och närsaltupptag har dessutom medfört att man vid utformningen av skyddszonerna ej har tillräckligt beaktat andra funktioner, t ex vegetationens betydelse för tillskottet av organiskt material och vegetationens funktion som flödes-, ljus- och temperaturregulator.

Skyddszonernas utformning med hänsyn till upptag av sedimentpartiklar och näringsämnen

För att skyddszonerna överhuvudtaget skall kunna fungera som en närsalt- och partikelfälla i anslutning till åkermarken bör skyddszonerna vara minst 10 m breda på vardera sidan av vattendraget och ha en flerskiktad vegetation (Petersen et al. 1990, 1992, Osborn & Kovacic 1993). Castelle et al. (1994) går ett steg längre och hävdar att skyddszonerna skall vara minst 15 m breda för att ge ett effektivt skydd för vattendragen med avseende på alla typer av fysikalisk-kemisk påverkan. Trots detta används i stor omfattning enbart gräsbevuxna zoner med bredd mindre än 10 m. Vid mindre vattendrag och på mindre erosionskänslig mark har de anlagda skyddszonerna oftast varit endast 5-10 m breda (Ahola 1990, Osborn & Kovacic 1993, Barling & Moore 1994). Intill större vattendrag och vattendrag i områden med erosionskänsliga jordar har dock de avsatta skyddszonerna vanligtvis varit minst 20-30 m breda (op cit.).

En flerskiktad skyddszon med en kombination av träd-, busk- och fältsskikt ökar oftast sediment- och näringsämnesupptaget (Ahola 1990, Vought et al. 1991, 1994). Trädbevuxna skyddszoner har exempelvis en effektivare kvävereduktion på årsbasis än gräsbevuxna skyddszoner (Vought et al. 1991, 1994). Träd- och buskskiktet får dock ej blir för tätt så att fältsskiktet blir outvecklat (Smith 1987). En tät undervegetation bestående av olika gräsarter och örter ökar nämligen skyddszonernas sedimentupptag vid ytavrinning (Smith 1987, Gough 1988). Lämpliga träd att plantera inom skyddszonen är al, asp och vide eftersom dessa har vattentoleranta rötter (Dawson & Haslam 1983, Petersen et al. 1992). Trädplanteringen längs vattendragen fyller också en funktion som ekologiska sambandskorridorer i form av t ex häckningslokaler för fågel och vandringsstråk för vilt (Bennet 1990).

Vissa våtmarksväxter med högt näringsupptag kan öka zonernas upptag av näringsämnen under sommarhalvåret. Många vattenväxter har t ex en snabb tillväxthastighet och kan ta upp en större andel näringsämnen än terrestra växter (Muscutt et al. 1993). För att erhålla ett optimalt näringsupptag hos skyddszonerna krävs dessutom att zonen har en olikåldrig trädammansättning och att de regelbundet underhålls (Osborne & Kovacic 1993).

Vid utformningen av skyddszonerna bör man också ta hänsyn till de transportprocesser som förekommer i varje enskilt fall. Enligt Ahola (1990) skall man vara särskilt uppmärksam på markens lutning och erosionskänslighet, förekommande dräneringsystem (både öppna och täckta diken), vegetationstyp och odlingsform. Det är t ex mycket viktigt att dräneringsrör och kulvertar avlägsnas inom skyddszonen.

Enligt Hubbard och Lowrance (1994) skyddas vattendragen i jordbrukslandskapet bäst genom att anlägga skyddszoner som består av 3 delzoner. Närmast vattendragen anläggs en permanent trädbevuxen zon som är 5-10 m bred och omedelbart i anslutning till denna en trädbevuxen zon med varierande bredd som skördas (avverkas) regelbundet, och slutligen ytterst mot åkermarken anläggs en 10 m bred gräszon. Zonen närmast vattendraget stabiliserar strandkanterna, bidrar med organiskt material och skuggar vattendraget. Mellanzonen utgör en skötselzon där trädbiomassan skördas för att uppnå maximal biommassaproduktion. Den yttre gräszonens funktion är att sprida ytavrinningen och fungera som sedimentfälla. Denna skyddszonsmodell (REMM = Riparian Ecosystem Management Modell) har främst tillämpats i Georgia, USA (op cit.).

I Kentucky har Hayes och Dillaha (1992) tagit fram villkor/kriterier för anläggning av funktionella gräsazoner. Villkoren är följande;

- markens lutning skall vara större än 1% och mindre än 10%,
- den täckdikade delen av odlingsområdet får ej vara större än 50%,
- markerosionen får ej vara större än 22 ton/ha,
- kvoten mellan odlingsytans areal och skyddszonernas areal får ej vara större än 50:1.

Modeller för att beräkna skyddsbredder i jordbrukslandskapet

För att beräkna den skyddszonsbredd som krävs vid olika markförhållanden har flera olika modeller och metoder utvecklats (Trimble & Sartz 1957, Barfield et al. 1979, Dillaha et al. 1989, Flanagan et al. 1989, Phillips 1989a, b, Young et al. 1989, Dillaha & Hayes 1992, Altier et al. 1994). De flesta utgår från gräsbevuxna skyddszoners förmåga att reducera sedimenttransporten vid en relativ uniform ytavrinning. Faktorer om man har tagit hänsyn till har varit flödets hastighet och varaktighet, storleken på sedimentpartiklarna, samt markytans lutning och ojämnhet. Den enklaste beräkningsmetoden är den som redovisas av Trimble & Sartz (1957). Med hjälp av kunskap om markytans lutning kan skyddszonsbredden beräknas enligt formeln; *Skyddszonens bredd (m) = 8 + (markytans lutning i % * 0.6)*.

Det har också utvecklats flera modeller för att bestämma skyddszonernas upptagskapacitet. I USA har man t ex utvecklat en jämviktsmodell (*Kentucky filter strip model*) för bestämning av sedimentfiltreringskapaciteten hos gräsbevuxna skyddszoner vid ytavrinning i relation till flöde, partikelstorlek, flödets varaktighet, markens lutning och vegetationens stamtäthet (Barfield et al. 1979, Hayes et al. 1979, Dillaha & Hayes 1991 och 1992).

En mer avancerad beräkningsmodell som utgår från skyddszonernas upptag av nitratkväve vid vattnets passage genom skyddszonerna har utvecklats i North Carolina av Phillips (1989b). Parametrar som ingår i modellen är vattnets uppehållstid, jordarternas vattengenomsläpplighet och vattenhållande förmåga, markens lutning och ojämnhet (Mannings råhetskoefficient). Modellen jämför kväveupptaget i den aktuella skyddszonen med en på förhand given referenszon. Kvoten mellan dessa zoner speglar den undersökta skyddszonens effektivitet med avseende på kvävereduktion. Värden lägre än 1 indikerar att skyddszonen är mindre effektiv vad gäller kväveupptaget än referensen. Enligt modellen behöver skyddszonerna vara mellan 15-80 m breda, beroende på markens lutning och jordart, för att kunna ta upp 90% av det tillförda nitratkvävet.

En nackdel med flertalet modeller är att de har en begränsad allmängiltighet och tillämpbarhet. Modellerna har därför sällan

använts i flera olika geografiska områden för att bestämma skyddszonernas bredd. Undantag är Trimble & Sartz (1957) enkla ekvation som bl a har använts för att beräkna skyddszonsbredder i Australien (Clinnick 1985, Barling & Moore 1994).

Anläggning av skyddszoner i syfte att minska vegetationsförekomsten i vattendragen

I England, Danmark och Tyskland har trädbevuxna skyddszoner också anlagts för att minska vattenvegetationen i vattendragen. När det primära syftet är att reducera mängden önskad vattenvegetation i vattendragen bör strandvegetationen vara så tät och hög att solinstrålningen till vattendragen halveras (Dawson & Kern-Hansen 1979). I mindre vattendrag (<2 m breda) kan gräs och örtvegetation i vissa fall ge tillräcklig skugga, men när vattendragsstorleken ökar krävs beskuggning av buskar och träd. Målet är att vegetationens skuggande effekt skall reducera växtbiomassan ned till mindre än hälften av den tidigare biomassaavolyten (Dawson & Kern-Hansen 1978, 1979). I Tyskland har även fullständig beskuggning av vattendragen tillämpats för att eliminera vattenvegetationen i vattendragen (Krause 1977). För att skugga vattendragen planterades klibbal (*Alnus glutinosa*) längs vattendragens stränder. Enligt Krause (1977) var kostnaden för anläggning av skyddszonerna endast hälften av kostnaden för vegetationsrensning och muddring. För att undvika för kraftig beskuggning av jordbruksmarken bör dock träden avverkas med 10-15 års mellanrum (op cit.).

Dawson och Haslam (1983) samt Wade (1996) anger följande riktlinjer för de skuggande vegetationszonernas utformning.

1. På de vattendragsavsnitt där en vegetationsreducering är önskvärd skall vattendraget beskuggas till minst 50% med hjälp av buskar och lövträd.
2. Den skuggande vegetationen skall planteras på främst vattendragens södra sida och vara lika hög som vattendragets bredd.
3. Den skuggande vegetationen kan också planteras alternerande på vattendragens södra och norra sida när vattendragen flyter i öst-västlig riktning.
4. Beskuggningen skall ej vara heltäckande utan återkommande, mindre öppningar (20 m breda) skall lämnas i vegetationszonen.

Den skuggande skyddszonen skall dock täcka minst 2/3 av den ena strandens längd.

5. Strandvegetationen, särskilt träden, skall ses som en del i en planteringscykel. Återplantering skall ske i zonens öppningar när träden är halvvuxna.

Lämpliga träd att plantera längs vattendragen är al, asp, ask och vide. Speciellt klibbal (*Alnus glutinosa*) är lämplig att plantera för att skapa beskuggning av vattendragen (Dawson & Haslam 1983). Den skuggande trädvegetationen fyller dessutom flera andra funktioner som dämpning av temperaturvariationerna och stabilisering av vattendragets strandkanter. Det senare ger en djupare och mer varierad vattenfåra, vilket tillsammans med den lägre vattentemperaturen är gynnsam för fiskförekomsten i vattendragen. Dawson (1980) har visat att lövnedfallet från de planterade träden tillför vattendragen tillräcklig mängd organiskt material för att kompensera för den lägre vegetationsförekomsten i vattendragen. White och Brynildson (1967) hävdar dock att träd, speciellt bredbladiga, skall planteras med försiktighet eftersom dessa förbrukar stora mängder vatten när de blir äldre.

Anläggning av våtmarker i anslutning till skyddszonerna

De avsatta skyddszonerna utgör en lämplig bas för anläggning av våtmarker i anslutning till vattendragen. Anläggningen av våtmarker, både inom och i direkt anslutning till skyddszonerna, utgör ett viktigt led i restaureringen av strandmiljöerna (jmf byggstatsmodellen i Petersen et al. 1990, 1992).

Enligt Davis (1994) kan återställningsarbetet delas upp i tre steg. Första steget är valet av lämplig plats. Utifrån givna mål lokaliserar lämpliga platser och därefter görs en bedömning av lämpligheten med avseende på topografi, hydrologi, jordart och vegetation. Det andra steget är fastställande av kriterier för utformning och funktion med avseende på hydrologi, hydraulik, substrat och vegetation. Det tredje steget i planeringsarbetet är att upprätta en åtgärds- och skötselplan.

Viktiga hydrologiska kriterier är t ex lämpliga vattennivåer, översvämningarnas omfattning och säsongsvariation. De är ofta helt avgörande för våtmarkernas funktion eftersom de kontrollerar våtmarkernas eko-

logiska processer (Mitsch & Gosselink 1986). Exemplevis föreligger ett starkt samband mellan träd tillväxten i sumpskogar och vattendragens årsavrinning och översvämningsfrekvens (Stromberg & Patton 1990). De hydrauliska kriterierna kontrollerar också transporten och sedimentationen av partiklar och näringsämnen, medan substrat- och vegetationskriterierna berör markens struktur och näringsinnehåll samt vegetationstyp.

Enklast anläggs våtmarker inom låglänta områden intill vattendragen som tidigare har varit våtmarker. I dessa områden har man störst chans att finna goda förutsättningar vad gäller topografi, hydrologi och markförhållanden (Ekologgruppen 1990). Naturliga och funktionella våtmarker kan återskapas dels genom att lägga igen befintliga dräneringssystem, och dels genom åtgärder som underlättar eller förstärker en regelbunden översvämning av låglänta markområden intill vattendragen. Sådana åtgärder är att ta bort skyddsvallar, undvika rensning och fördjupning av åfåran eller uppförandet av mindre dämmen i vattendragen. Våtmarker kan också anläggas i skogsmarksområden intill vattendragen genom dämning eller avledning av vatten.

Våtmarkstyper som är lämpliga att anlägga i jordbrukslandskapet är främst sumpskogar, kärr och våtängar (fuktängar) eftersom dessa dels förekommer naturligt i slättlandskapet och dels för att de har en hög potential för kväveretention (Leonardson 1990, 1994). Med våtängar avses vanligen fuktängar, mader och vassområden i anslutning till vattendrag och sjöar, dvs strandområden som regelbundet översvämmas vår och höst. Sumpskogarna är vanligen översvämmade senhöst, vinter och vår. Vegetationen bör därför anpassas till att tåla vattendränkning under längre perioder. Tåligheten varierar mellan olika trädslag från 1 dygn upp till 32 dygn. Det vanligaste trädet i södra Sveriges sumpskogar är klibbal (*Alnus glutinosa*). I Svealand och längre norrut är även gråal (*Alnus incana*) vanlig. Andra lövträd som har vattentoleranta rötter och växer på fuktig mark i södra Sverige är hägg (*Prunus padus*), sälg (*Salix caprea*), knäckepil (*Salix fragilis*), glasbjörk (*Betula pubescens*), asp (*Populus tremuloides*) och ask (*Fraxinus excelsior*).

Anläggning av sumpskogar sker bäst genom att utvidga befintliga kärr och sumpskogspartier i landskapet, med hjälp av mind-

re dämningar av vattendragen så att vattennivån och översvämningsfrekvensen ökar (Leonardson 1990). I första hand bör man utnyttja de naturliga och årliga vattenfluktuationerna som förekommer med högvatten under vintersäsongen och lågvatten under sommaren (gäller södra Sverige). Träden är inte så känsliga för översvämningar under vintern eftersom de då har en låg ämnesättning och syrehalten i vattnet är hög. Vid en längre tids översvämning (rotblöta) under sommaren ökar däremot risken för skador. Sumpskogens stora innehåll av organiskt kol och förekomsten av anaeroba förhållanden gör att denitrifikationspotentialen är hög (op cit.). Trädens tillväxt ökar skyddszonernas och våtmarkernas näringsupptag, men eftersom näringsupptaget i äldre, mogna sumpskogsbestånd troligtvis är begränsat bör man genom regelbunden bortgallring av äldre träd sträva efter en successiv förnyring av sumpskogen (Osborn & Kovacic 1993).

Våtängar kan anläggas i områden med högt grundvattenstånd eller i låglänta områden med periodvisa översvämningar (Alexandersson et al. 1986, Leonardson 1990). Anläggning kan ske genom igenläggning av dräneringssystemen och höjning av grundvattennivån och borttagande av skyddsvallar eller uppförande av mindre dämmen i vattenfåran som ökar översvämningsfrekvensen vid högvatten (Leonardson 1990). Våtängarna är ofta isolerade från ett kontinuerligt vattenutbyte och därför är retentionen av näringsämnen i våtängarna beroende av översvämningsfrekvensen och näringsbelastningen (op cit.). Kväveretentionen ökar med ökad ytbelastning eftersom det föreligger ett positivt samband mellan kvävebelastning och kväveretention (Fleischer et al. 1989). Våtängar kan också anläggas i form av översilningsängar genom avledning av vatten på konstgjort sätt (kanaler och pumpar). I översilningsängarna bör man växla mellan 5-11 dagars vattning och 2-7 dagars torra (Leonardson 1990). Översilningsängarna är dock svåra att reglera på rätt sätt och kräver en omfattande skötsel (op cit.).

De anlagda våtängarna behöver dock ej alltid vara omfattande utan kan även utformas som våtmarksterrasser (hästskovåtmarker) eller minivåtmarker i områden där täckdiken och kulvertar mynnar i vattendraget (Petersen et al. 1990, 1992). Våtmarksterrasserna skapas genom att sänka markytan och

ta bort dräneringsrör och kulvertar inom ett avstånd om 10 m från vattendraget. Enligt Petersen et al. (1992) bör varje terrass vara 10 m bred och inskuren ca 8 m i jordbruksmarken, vilket innebär att de täcker en yta av 50-100 m². Terrasserna bör utformas så att de kan koloniserats av vattenväxter, främst vassbildande arter.

I samband med att våtmarksterrasser anläggs kan det vara nödvändigt att reducera vattendragskanternas lutning. Lutningen mot vattendraget bör enligt Petersen et al. (1992) vara högst 1 m på en sträcka av 4 m. Detta är viktigt både för att minska risken för erosion och för att öka skyddszonens upptagningsförmåga vad gäller suspenderat material och näringsämnen (Phillips 1989a, b). Våtmarksterrasserna har en dubbel funktion, dels utgör de ett sätt att ta bort kulverteringen genom skyddszonen och ger en mer varierad skyddszon och dels fungerar de som en sediment- och näringsfälla. En nackdel med våtmarksterrasserna är dock att de saknar avgränsning mot åfåran, vilket gör att de kan eroderas vid högvattensflöden och därmed läcka bundna näringsämnen (Leonardson 1990). En viss stabilisering kan dock göras med sten på erosionskänsliga partier.

Betesbegränsningar intill vattendragen

I områden med omfattande djurhållning kan kraftig erosion av vattendragens strandkanter uppstå på grund av betning och tramppåverkan. Speciellt i områden med liten och ojämnt fördelad nederbörd under året och där marken är erosionskänslig kan problemen bli stora (Platts & Rinne 1985, Armour et al. 1991, Platts 1991). Genom erosionen blir vattendragen grundare och bredare och därigenom missgynnas fiskförekomsten. Vattendragen och strandvegetationen kan restaureras genom att djuren förhindras att nå vattendragen på huvuddelen av vattendragslängden inom betesmarkerna. I Idaho erhöles ex Platts och Rinne (1985) en 10 gånger högre fiskbiomassa efter att betningen hade begränsats längs vattendraget. I USA har man också tillämpat olika betningsstrategier för att låta strandvegetationen återhämta sig efter betning. Exempel på en sådan betningsstrategi är att tillåta betning tidigt ett år och sent nästa år, samt undvika betning det tredje året (op cit.). Flertalet av USA:s stater har BMP-riktlinjer för betesbegränsning som reglerar betetryck, betesperioder och betets varaktighet.

Anläggningsstöd för skyddszoner

I USA utgår anläggningsbidrag för 20-30 m breda skyddszoner (Prato & Shi 1990, Lant 1991). Anläggningsbidraget utgör en del i ett allmänt omställningsprogram (*US Conservation Reserve Program*) för att minska markerosionen och näringsläckaget på jordbruksmark, samt för att öka habitattillgången för vilt (Lant 1991).

Inom EU:s medlemsländer kan enskilda markägare erhålla sk miljöstöd för anläggande av gräsbevuxna skyddszoner och anslutande extensiv vall vid vattendrag och sjöar (Jordbruksverket 1997). EU:s miljöstöd gäller dock bara anläggning av skyddszoner och extensiv vall på åkermark. I Sverige är detta miljöstöd dessutom begränsat till åkermark i södra Sverige. Stöd för skyddszoner lämnas i hela Götaland och Svealand, men stödet för anläggning av extensiv vall lämnas bara i de områden som inte omfattas av miljöstödet för öppet odlingslandskap. EU:s miljöstöd omfattar också bidrag till anläggning och återställande av våtmarker och småvatten på åkermark och betesmark. Stöd lämnas i Götaland och Svealand, dock bara för våtmarker där vattennivån tillåts variera med de naturliga säsongsvariationerna, och för småvatten bara om vattennivån är så hög att vattenspegel finns året runt.

Stöd kan även erhållas för plantering av buskar och träd på åkermark intill vattendrag och sjöar, men bara i vissa delar av Götaland och Svealand (Jordbruksverket 1997). Enligt 1997 års regler utgår stöd endast till markägare i renodlade jordbruksbygder inom landskapen Halland, Skåne, Blekinge, Västergötland, Östergötland, Södermanland, Västmanland och Uppland. Detta beror på att stöd ej beviljas för områden där miljöstöd för öppet odlingslandskap kan erhållas, dvs stödområden 1-5. Stöd till plantering av träd och buskar lämnas inte heller för jordbruksmark som omfattas av beslut om miljöstöd för natur- eller kulturmiljöer. Stöd lämnas för anläggning av ädellövskog, annan lövskog, skogsbyn samt träd- och buskstråk som gynnar rekreation och friluftsliv, motverkar läckage av växtnäringsämnen eller bidrar till att stärka den biologiska mångfalden i och invid sjöar och vattendrag.

För bidrag till anläggning av skyddszoner, extensiv vall och våtmarker gäller för närvarande följande villkor (Jordbruksverket 1997): Vattendraget eller sjön, som skydds-

zonen gränsar till, skall vara utmärkt på den topografiska kartan och skydds-zonen skall vara minst 6 m bred och minst 200 m lång (0,12 hektar). Bidrag lämnas dock ej för bredd utöver 6 m. Sådd av skydds-zon skall ske med vallgräs eller fleråriga örter (om vall redan finns etablerad krävs dock ingen sådd). Dessutom får kemisk bekämpning och gödsling ej ske inom skydds-zonen. Villkoren för bidrag till extensiv vall är att vallen anläggs i direkt anslutning till stödberättigad skydds-zon och att sådd sker med vallgräs eller en blandning av vallgräs och vallbaljväxter, samt att varje enskilt skifte skall vara minst 0,1 ha. Bidrag lämnas dock bara för 5 ha extensiv vall totalt. Ett beslut om skydds-zoner och extensiv vall gäller i fem år. Skötselvillkoren är att skydds-zonen och den extensiva vallen ej får brytas förrän hösten sista bidragsåret. Kemisk bekämpning får ej ske och gödsling av vallen får enbart ske med naturgödsel. Skydds-zonen och den extensiva vallen får dock betas av nötkreatur, får getter och hästar. För att erhålla bidrag till anläggning av våtmarker skall varje anlagd våtmark eller småvatten vara minst 0,2 hektar. Bidrag utgår ej för befintliga våtmarker, t ex sådana som anlagts med hjälp av NYLA- eller annat anläggningsstöd. Stöd lämnas ej heller för anläggningar som kräver damvall runt hela eller större delen av våtmarken eller vattensamlingen. Miljöstödet för våtmarker gäller i 20 år, men får ej kombineras med annat stöd.

För bidrag till trädplantering gäller för närvarande följande villkor (Jordbruksverket 1997): Träd- och busk stråken skall vara minst 5 meter breda och får ej gödulas. Endast inhemska träd- och buskarter får planteras. En skogsanläggning skall vara minst 1 hektar och en skogsbryns- eller stråkanläggning skall vara minst 0,5 hektar. Skogsbrynen skall vara minst 10 meter breda. I den stödberättigade arealen inräknas även eventuella kantzoner. Anläggningen skall skötas enligt gällande villkor under en 10 års period och stöd utgår även för skötsel av anläggningen efter 5 år.

Planteringar som syftar till att motverka läckage av växtnäringsämnen skall anläggas intill sjöar eller vattendrag som normalt är vattenförande året runt. Det innebär att anläggning av trädbevuxna skydds-zoner intill temporära vattendrag och våtmarker ej är en bidragsberättigad åtgärd, trots att det i många fall är lika önskvärt med skyddszo-

ner där som vid permanent vattenförande delarna av vattendragen.

Riktlinjer för skyddszonernas utformning

I ett flertal länder finns det särskilda riktlinjer för skyddszonernas utformning och skötsel. Riktlinjerna varierar kraftigt från land till land och region till region. Riktlinjerna reglerar bl a vegetationens sammansättning, trädthet och trädens åldersfördelning, samt skyddszonernas bredd, längd och arealtäckning. De har främst varit fokuserade på vattenresursernas skyddsvärden, olika vattenkvalitetsmål, samt skyddszonernas funktion och förmåga att reducera påverkan av enskilda faktorer (Budd et al. 1987, Muscutt et al. 1993, Barling & Moore 1994, Castelle et al. 1994). På senare tid har riktlinjerna i större utsträckning varit baserade på miljökvalitetsmål och skyddszonernas förmåga att bevara den naturliga funktionen hos våtmarker och vattendrag (Bisson et al. 1992). I skogslandskapet har man exempelvis uppmärksammat skyddszonernas betydelse för avrinning och habitatkvalitet, men i jordbrukslandskapet är skyddszonernas utformning fortfarande främst styrd av olika vattenkvalitetsmål och politiska överväganden (Muscutt et al. 1993, Barling & Moore 1994).

På grund av att riktlinjerna i många fall har tagit mer hänsyn till politiska överväganden än vetenskapliga grunder har vattendragen ofta erhållit ett otillräckligt skydd (Castelle et al. 1994). Trots att effektiva skydds-zonsbredder för specifika funktioner har identifierats har riktlinjerna ej beaktat detta i tillräcklig omfattning (op cit.). Även skyddszonernas anpassning till lokala förhållanden är bristfälligt beaktad i riktlinjerna.

USA

I mitten på 1970-talet infördes i USA allmänna BMP-riktlinjer för att minimera påverkan av diffusa föroreningsutsläpp inom skogsbruk och jordbruk. Riktlinjerna var relaterade till olika vatten- och miljökvalitetsmål. Vattendragen delades ur skyddssynpunkt upp i 4 vattendragsklasser (se klassificeringsavsnittet).

I samband med att BMP-riktlinjerna infördes introducerades inom skogsbruket även begreppen "*Streamside Management Zones*" (SMZ) och "*Riparian Management Areas*" (RMA). Detta berodde på att man ville betona att skydds-zonen skall ses som en skötsel-

zon istället för enbart en orörd buffertzon. Skötselzonen (SMZ) omfattar vanligtvis både våtmarksområden och fastmarksområden, såväl under som ovan högvattenlinjen. I flera stater har man dessutom delat upp skyddszonen i två delar där den fuktiga strandzonen närmast vattendraget lämnas helt orörd medan selektiv avverkning är tillåten inom fastmarkszonen. Skötselzonerna avsätts vanligen från vattendragens högvattennivåer och en bit upp på fastmarken (Budd et al. 1987).

I nordvästra USA anger BMP-riktlinjerna att skyddszoner alltid skall sparas intill vattendrag och vattendragssträckor tillhörande de högsta skyddsklasserna (1 och 2). Riktlinjerna föreskriver också att hänsyn skall tas till kumulativa avrinningseffekter och temperaturförändringar nedströms i vattensystemen. Det innebär att sparande av skyddszoner även förekommer längs vattendrag och vattendragsträckor med lägre skyddsvärden (Steinblums & Leven 1985). De tillämpade skyddszonsbredderna har varierat mellan 11 och 38 m räknat från vattendragens högvattennivåer (Budd et al. 1987).

I många stater och provinser har man också tagit fram egna riktlinjer för skyddszonernas utformning (Tabell 8). Exempelvis har King county i staten Washington tagit fram rekommendationer som anger att skyddszoner med minst 15 m bredd skall avsättas längs alla permanenta vattendrag med god vattenhållning och fiskbestånd (skyddsklass 1-4) eller där vattenkvaliteten skall skydd-

as i nedströms liggande vattendrag (Cohen et al. 1987). I Californien skall vattendrag tillhörande skyddsklass 1 och 2 förses med skyddszoner som är minst 30 m breda (Bramhall 1989). En ännu större skyddszonsbredd rekommenderas när 1) lutningen hos omgivande mark överstiger 50%, 2) när marken är erosionskänslig, 3) när vegetationen är sparsam och risk för markerosion föreligger, 4) när vattendragen hyser skyddsvärda fiskbestånd (op cit.). Även i Alaska finns det riktlinjer för skyddszonernas utformning och skötsel. Riktlinjerna innehåller specifika mål för bevarandet av vattenfårans stabilitet och struktur, temperaturförhållanden och tillförseln av död ved (LWD) (Gibbons 1985). För alla vattendrag (inklusive biflöden) som hyser havsvandrande fiskbestånd är den minsta skyddszonsbredden 30 m (Murphy & Koski 1989).

I sydöstra USA (södra Appalacherna) saknas en enhetlig klassificering av vattendragen med avseende på skyddszonernas utformning. Enligt Aust (1994) har dock flertalet stater BMP-riktlinjer som anger att skyddszoner skall sparas längs alla permanenta vattendrag. I Alabama och North Carolina finns dessutom BMP-riktlinjer som anger att skyddszoner skall sparas längs både permanenta och temporära vattendrag. West Virginia har riktlinjer som anger att skyddszoner skall sparas längs alla vattendrag med avrinningsområden större än 40 ha. I North Carolina skall skyddszoner med en minsta

Tabell 8. Tillämpade skyddszonsbredder inom skogsbruket i USA och Canada.

Område enligt BMP	Skyddsklass	Tillämpad zonsbredd (m)	Referens
Nordöstra USA	1 och 2	11-38	Corbett & Lynch 1985
Sydöstra USA		6-50	Aust 1994
Nort Carolina		15-36	Xiang 1993
Tennessee		14-20	Wigley & Roberts 1994
Nordvästra USA	1 och 2	11-38	Budd et al. 1987
Californien	1 och 2	>30	Bramhall 1989
Washington	1 och 4	>15	Cohen et al. 1987
Oregon	1, 2 och 3	8-30	Ice et al. 1989
Västra Washington	1, 2 och 3	8-30	Bilby & Wasserman 1989
Östra Washington	1, 2 och 3	9-90	Bilby & Wasserman 1989
Alaska	1	>30	Murphy & Koski 1989
British Columbia		20+20	Mitchell 1996
Alberta		30-60	Alberta Forestry Agreement

bredd av 15 m sparas på båda sidor av alla permanenta vattendrag utmärkta med heldragen blå linje på kartor med skalan 1:24 000 (Xiang 1993). Beroende på lokala markförhållanden kan dock skyddszonernas bredd utvidgas till ett maximum av 36 m (op cit.).

Även Pennsylvania har BMP-riktlinjer som anger att skyddszoner skall sparas längs både temporära och permanenta vattendrag (Lynch et al. 1985). Enligt Lynch et al. (1985) är det viktigt att spara skyddszoner längs temporära vattendrag eftersom dessa svarar för en stor del av avrinningsbildningen och vissa av dessa kan också bli permanent vattenförande efter avverkning.

Dessutom finns det särskilda riktlinjer för skyddszonernas utformning och skötsel inom den statliga skogsförvaltningen (US Dep. Agric. For. Serv. 1985a, b, c). För skyddszonernas bredd anges i riktlinjerna vanligen både minimum- och maximumvärden. I sydöstra USA tillämpas en minsta bredd mellan 6 och 15 m medan den maximala varierar mellan 24 och 50 m (Aust 1994). Enligt Aust (1994) regleras skyddszonernas bredd i dessa stater av faktorer som vattendragets storlek, markens lutning och erosionsbenägenhet, samt vattendragens fiskförekomst. I allmänhet föreskriver riktlinjerna en ökad bredd med ökad marklutning och vattendragsbredd. I Tennessee anger exempelvis riktlinjerna att skyddszonsbredden skall ökas från 14 till 20 m när lutningen ökar från 10 till 20% (Wigley & Roberts 1994). I nordöstra USA har den tillämpade skyddszonsbredden i regel varierat mellan 12 och 30 m (Corbett & Lynch 1985).

I staterna Oregon och Washington upprättades 1987 särskilda och detaljerade riktlinjer för skyddszonernas utformning. Enligt riktlinjerna i Oregon skall skyddszonerna i genomsnitt ha en bredd 3 gånger vattendragets bredd, men den genomsnittliga bredden får ej vara mindre än 8 m eller bredare än 30 m (Ice et al. 1989). De nya reglerna kritiserades dock av flera miljögrupper och forskare som ansåg att de fastställda skyddszonsbredderna i allmänhet gav ett otillräckligt skydd (op cit.). I Washington upprättades olika riktlinjer för skyddszonernas utformning i den västra och östra delen av staten på grund av skillnader i klimat och topografi (Bilby & Wasserman 1989). Skyddszonernas utformning grundades främst på en klassificering

av vattendragen med avseende på storlek, vattendragstyp och skyddsvärden (Rosgen 1985, Cupp 1989 a, b), samt kunskap om förekomsten och ackumulationshastigheten av död ved (LWD) i vattendragen (Bilby & Wasserman 1989). Det fastställdes även olika avverkningsvillkor för avverkningen inom skyddszonerna (se följande avsnitt "Regler för skogsavverkning inom skyddszonerna") och särskilda riktlinjer för att minska risken för uppkomsten av höga temperaturer och en kraftigt ökad sedimenttransport (Bilby & Wasserman 1989, Phinney et al. 1989). För att minska risken för förhöjda sedimenttransporter begränsades exempelvis användningen av tunga maskiner och vägbyggnationerna i anslutning till vattendragen och för att förhindra uppkomsten av höga vattentemperaturer skall 50-75% av den tidigare kronäckningen i solbanan (beskuggning av vattendraget) (skötselzoner) bevaras.

I västra Washington skall skyddszoner med en minsta bredd av 8 m och en maximal bredd av 30 m sparas längs alla vattendrag tillhörande skyddsklass 1, 2 och 3 (Bilby & Wasserman 1989). Skyddszonernas totala bredd är dock beroende av var gränssonen går mellan fuktig strandmark och fastmark, samt de på förhand angivna maximala skyddszonsbredderna som är beroende av vattendragets storlek och skyddsklass. För vattendrag tillhörande skyddsklass 1 och 2 skall den maximala skyddszonsbredden vara 23 m när vattendragen är mindre än 23 m breda, och maximalt 30 m bred när vattendragen är större än 23 m. I skyddsklass 3 skall skyddszonen vara minst 8 m bred när vattendragen är mindre än 2 m breda, och maximalt 15 m när vattendragen är större. I alla storleksklasserna skall skyddszonerna vara minst 8 m breda. Vid förekomst av våtmarker i anslutning till vattendragen skall dock skyddszonerna utvidgas i nödvändig omfattning.

I östra Washington anpassades skyddszonsbredderna i första hand till typen av avverkningsmetod (Bilby & Wasserman 1989). I områden med selektiv avverkning (t ex gallring och plockhuggning) och vattendrag tillhörande skyddsklass 1 och 2 skall skyddszonerna ha en minsta bredd av 9 m och en maximal bredd av 15 m beroende av fastmarkens närhet till vattendraget. Skyddszonernas utformning regleras utöver avverkningstyp också av vattendragens bottenstruktur, men

ej av vattendragens storlek. För områden med slutavverkning (kalavverkning) anger reglerna att skyddszoner med en genomsnittlig bredd av 15 m skall sparas längs alla vattendrag tillhörande skyddsklass 1 och 2. Minsta tillåtna bredd är 9 m medan den maximala bredden är 90 m.

Efter att de nya riktlinjerna hade tillämpats några år i Washington undersökte Bisson et al. (1992) medelbredden hos de avsat- ta skyddszonerna. De fann att vattendrag med skyddsvärda fiskbestånd (klass 1) i genomsnitt hade skyddszoner som var 35 m breda. Mindre och medelstora vattendrag tillhörande klass 2 och 3 hade en skyddszonsbredd på 14, respektive 16 m. De små vattendragen utan fisk (klass 4) hade en skyddszonsbredd på 8 m. Skyddszonerna bestod till 1/3 av barrträd och 2/3 delar av lövträd.

Canada

I likhet med USA har betydelsen av skyddszoner längs vattendragen främst uppmärksamats i landets västra delar. I British Columbia har man nyligen tagit fram riktlinjer (*Forest Practices Code of BC*) som anger att skyddszoner skall avsättas längs alla fiskförande vattendrag. För vattendrag bredare än 1,5 m anger riktlinjerna att skyddszonerna skall omfatta en 20 m bred orörd zon närmast vattendragen och en 20 m bred skötselzon med begränsad avverkning i anslutning till den orörda skyddszonen (Mitchell 1996). I Alberta tillämpas riktlinjer (*Alberta Forestry Management Agreements*) som anger att 30

m breda skyddszoner skall sparas intill mindre vattendrag (<15 m breda) och mindre sjöar (<4 ha). Vattendragen skall vara vattenförande året runt. Intill större vattendrag (>15 m breda) och större sjöar (>4 ha) skall 60 m, respektive 100 m breda skyddszoner sparas. Skyddszonerna skall avsättas utgående från vattendragens och sjöarnas högvattenlinjer och upp mot fastmarken.

Australien

I Australien har man i varierande omfattning sparats skyddszoner längs vattendragen i samband med skogsavverkning sedan mitten på 1960-talet (Clinnick 1985). Både Clinnick (1985) och Bren (1993) har redovisat översikter beträffande skyddszonernas betydelse och utformning. Dessutom har riktlinjer för skyddszonernas utformning presenterats av Cameron och Henderson (1979).

Skyddszonerna har i första hand avsatts för att minska avverkningarnas påverkan på avrinning, erosion och sedimenttransporten i vattendragen (Clinnick 1985). För att bestämma skyddszonernas bredd har man därför främst utgått från faktorer som vattenhållning och erosionsrisk. Enligt Clinnick (1985) är 30 m den vanligaste rekommenderade bredden, men i praktiken har de avsat- ta skyddszonerna varit något smalare. Bren (1993) redovisar en medianbredd på 20 m för vattendrag med vattenflöde året runt, och ca 5 m för temporära vattendrag. De tillämpade skyddszonsbredderna har varierat kraftigt från stat till stat och med vattendragens stor-

Tabell 9. Tillämpade skyddszonsbredder i olika stater i Australien (modifierat efter Bren 1993).

Stat	Vattendragstyp	Skyddszonsbredd (m)
New South Wales	Vattendrag >100 ha (vid erosionsrisk 40 ha)	20
Queensland	Vattendrag bredare än 10 m	30
	Större temporära vattendrag	10
	Mindre temporära vattendrag	5
Western Australia	Större vattendrag (vattendragsrang 5)	200
	Större vattendrag (vattendragsrang 4)	75
	Mindre vattendrag (vattendragsrang 1-3)	30
Tasmania	Klass 1: floder och sjöar	40
	Klass 2: vattendrag >100 ha	30
	Klass 3: vattendrag 50-100 ha	20
	Klass 4: övriga vattendrag	10
Victoria	Permanent vattendrag	20
	Temporära vattendrag	5

lek och skyddsvärde (Bren 1993). I avrinningsområden större än 100 ha har de avsatta skyddszonerna i regel varit bredare än 20 m, men vid mindre och temporära vattendrag har skyddszonsbredden varit betydligt mindre, oftast 5-10 m (Tabell 9).

Europa

Enligt riktlinjerna i Storbritannien (England och Skottland) bestäms skyddszonernas bredd av vattendragets storlek och av risken för erosion och ökad sedimenttransport (Forestry Commission 1993). Skyddszonernas utformning regleras enligt följande; a) för mindre vattendrag (<1 m breda) skall skyddszonerna på varje sida av vattendraget i genomsnitt vara minst 5 m breda, b) för vattendrag som är 1-2 m breda skall skyddszonerna på varje sida av vattendraget ha en medelbredd av ca 10 m, c) för större vattendrag (>2 m breda) skall skyddszonerna på varje sida av vattendraget i genomsnitt vara ca 20 m breda. På erosionsbenägna jordar skall skyddszonernas bredd fördubblas.

Skyddszonerna skall hållas öppna eller bara delvis vara beskogade och ungefär halva vattendragets längd skall vara exponerat för solljus. Träd som ger kraftig skugga, t ex ek, bok och barrträd, skall förekomma/planteras sparsamt och blandas upp med björk, rönn, ask, hassel, pil, vide eller sälg. Bredden på skyddszonen skall varieras och anpassas till landskapet.

I Sverige saknas specifika riktlinjer för skyddszonernas utformning. Istället regleras naturvårdshänsynen i skogslandskapet av hänsynsföreskrifter som meddelas av Skogsstyrelsen med stöd av 30 § i skogsvårdslagen. Enligt föreskrifterna skall skyddszoner med träd och buskar lämnas mot skogliga impediment, utmed hav, sjöar, vattendrag och öppen jordbruksmark samt vid bebyggelse i sådan omfattning som behövs med hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbilden. Vidare anges att skador till följd av skogsbruksåtgärder skall undvikas eller begränsas i och invid hänsynskrävande biotoper och värdefulla kulturmiljöer i skogen. För särskilt skyddsvärda biotoper som även omfattas av 21 § i naturvårdslagen och 19 § i naturvårdsförordningen ansvarar skogsvårdsstyrelserna för avgränsningen och vården av biotoperna på skogsmark och länsstyrelsen för avgränsningen och vården av de biotoper som inte ligger i skogen. Exem-

pel på särskilt skyddsvärda biotoper på skogsmark är nyckelbiotoper som ravinskogor, örtrika bäckdrågar och örtrika sumpskogor.

I föreskrifterna nämns dock inget om skyddszonernas omfattning och avgränsning. Hur breda zoner som skall sparas och hur de skall utformas avgörs i varje enskilt fall. En vanligt tillämpad skyddszonsbredd längs vattendragen har under senare år varit 5 m. I anslutning till särskilt skyddsvärda och hänsynskrävande biotoper har dock i vissa fall ännu bredare zoner sparats. Trots att de större skogsbolagen har tagit fram egna anvisningar för hänsyn med avseende på både skyddszoner och skyddsvärda biotoper saknar dessa också specifika riktlinjer beträffande skyddszonernas utformning.

Även i Finland saknas riktlinjer för skyddszonernas utformning. I likhet med i Sverige regleras naturvårdshänsynen vid vattendragen istället av allmänna hänsynsregler utgående från skogsvårdslagen och andra tillämpliga lagar. I vissa områden av Finland har dock skyddszonsbredder mellan 10 och 50 m tillämpats (Ahtianen 1992, Holopainen & Huttunen 1992).

Regler för skogsavverkning inom skyddszonerna

Inom skyddszonerna/skötselzonerna är avverkningen vanligtvis reglerad enligt särskilda riktlinjer. Exempelvis omfattar BMP-riktlinjerna i USA avverkningsregler för selektiv och fortlöpande avverkning inom skyddszonerna. I en del stater är avverkningsreglerna endast frivilliga skogsskötselprogram medan i andra stater utgör de lagstadgade skogsbruksregler (t ex West Virginia, Oregon, Washington). Möjligheterna att tillåta avverkning varierar från fall till fall. Ofta kan det vara nödvändigt att spara alla träd inom skyddszonerna för att erhålla funktionella skyddszoner medan i andra fall kan det vara tillräckligt att endast spara 50% av träden, bara dessa har rätt sammansättning (Sullivan et al. 1987).

I vissa stater (t ex Georgia och South Carolina) har skyddszonen delats upp i en inre (primär) och yttre (sekundär) del med olika skyddsregler (Aust 1994, Wigley & Roberts 1994), medan andra stater ej gör denna uppdelning (Lynch et al. 1985, Bramhall 1989, Aust 1994). I South Carolina (södra Appalacherna) där skyddszonen är uppdelad i en primär och sekundär del är det ej tillåtet att

genomföra avverkning, dikning och markbehandling och ej heller framföra tyngre skogsmaskiner inom den inre primära delzonen (Wigley & Roberts 1994). Inom den yttre delzonen är däremot selektiv avverkning av enskilda träd och trädgrupper tillåten enligt särskilda regler. Exempelvis anger riktlinjerna att krontäckningen och trädens basyta ej får understiga vissa nivåer (Wigley & Roberts 1994).

Vanligen används system som BDq-reglering (reglering efter basyta och diameterklass) för att bestämma den önskade åldersstrukturen och sammansättningen på det kvarvarande trädbeståndet (Guldin 1991). Basytan är summan av trädens genomskärningsyta i brösthöjd dvs 1,3 m över marken. I vissa stater, t ex Californien, förekommer det även riktlinjer för fördelningen mellan över- och undervegetation inom skyddszonerna (Bramhall 1989).

I Oregon kräver reglerna (Oregon Forest Practice Rules, 1987) t ex att i medeltal minst 22 levande barrträd/ha skall sparas inom de avsatta skyddszonerna intill vattendrag tillhörande klass I (Ice et al. 1989). Avverkning får ske inom skyddszonen enligt följande villkor (op cit.): 1) 50% av trädbeståndet skall sparas inom skyddszonen, 2) i genomsnitt skall man inom skyddszonshalvan närmast vattendraget spara barrträd motsvarande minst 22 st träd/ha och en basyta av minst 2,3 m²/ha, dvs minst 2 träd per 30 m vattendragsträckning, 3) i flodfåran och strandområdet närmast vattendragen skall alla fallna träd sparas, och inom skyddszonen i övrigt skall alla fallna träd utan ekono-

miskt intresse sparas, 4) 75% av krontäckningen över vattendragets flodfåra skall sparas, 5) allt naturligt bråte i vattendraget skall lämnas orört, förutsatt att det ej förorsakar miljöproblem.

I Washington har man upprättat olika avverkningsregler för statens västra respektive östra delar (*Washington Forest Practice Rules and Regulations 1988*), men i huvuddrag skall 50-200 träd sparas per 300 m vattendraglängd i 8 till 30 m breda skyddszoner på varje sida om vattendragen (Phinney et al. 1989, Bilby & Wasserman 1989). För att erhålla en mer varaktig LWD-förekomst i vattendragen har man prioriterat sparat av barrträd genom särskild kvotering.

Vid en tillämpning av avverkningsreglerna på tidigare undersökta områden i östra Washington uppskattade Bilby och Wasserman (1989) att avverkning inom skyddszonerna ej kunde tillåtas för ca 20% av de undersökta vattendragsavsnitten, men att avverkningarna i övrigt fick omfatta mellan 13-19% av träden inom skyddszonerna.

I västra Washington regleras främst antalet grövre träd som skall sparas, medan avverkningsreglerna för östra Washington i huvudsak utgår från en minsta tillåten trädtäthet inom skyddszonen (Bilby & Wasserman 1989). Avverkningsreglerna i västra Washington baserades på sambandet mellan LWD-förekomsten (LWD-materialets täthet och diameter) och vattendragsstorleken (op cit.). För vattendrag mindre än 2 m breda gäller det i Tabell 10 angivna antalet för träd som är minst 15 cm i diameter i brösthöjd. För större vattendrag gäller det i tabellen

Tabell 10. Antalet grövre träd som skall sparas inom skyddszonerna i västra Washington i samband med avverkning (modifierat efter Bilby & Wasserman 1989).

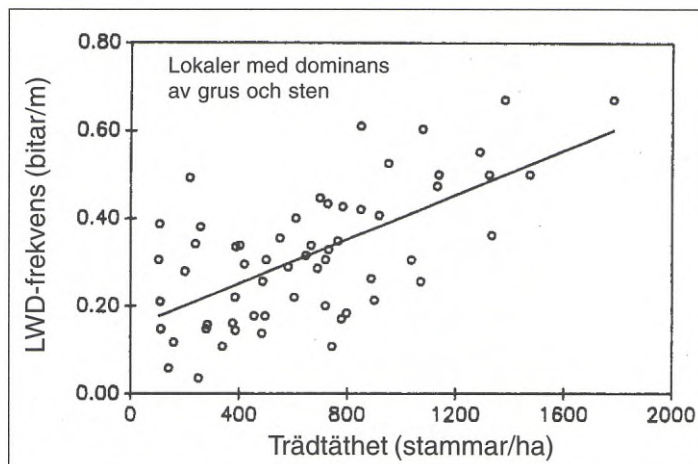
Vattendragstyp och medelbredd	Maximal zonbredd	Relation Barrträd/Lövträd	Antal träd per 305 m v-dragssträcka i förhållande till olika bottentyper	
			grus-småsten	block-hällar
Klass 1 & 2 >23 m	30 m	representativt för beståndet	50 träd	25 träd
Klass 1 & 2 >23 m	23 m	representativt för beståndet	100 träd	50 träd
Klass 3 >2 m	15 m	2:1	75 träd	25 träd
Klass 3 <2 m	8 m	1:1	25 träd	25 träd

angivna antalet för träd som är minst 30 cm i diameter brösthöjd. Antalet träd som skall sparas är också beroende av vilket bottensubstrat som dominerar i vattendragen. Totalt varierar antalet sparade träd från 8 st/ha till 32 st/ha. Där risk för en förhöjd vattentemperatur föreligger föreskriver reglerna att 50-75% av tidigare krontäckning skall sparas.

I östra Washington förelåg ett positivt samband mellan trädtheten och LWD-förekomsten (Figur 24), vilket medförde att i första hand trädtheten användes som grund för att bestämma skyddszonernas utformning och avverkningsregler. Det fanns också en signifikant koppling mellan LWD-diametern och bottensubstratets sammansättning, och med hjälp av detta samband delades vattendragen upp i olika grupper.

För att garantera en tillräcklig tillförsel av död ved (LWD) till vattendragen i östra Washington reglerades avverkningen inom skyddszonerna enligt nedanstående villkor (Bilby & Wasserman 1989).

1. Alla träd med en diameter mindre än 30 cm brösthöjd skall lämnas.
2. Minst 40 st medelgrova barrträd/ha skall lämnas. Träden skall vara mellan 30 och 50 cm i diameter i brösthöjd (DBH) och ha en för ursprungsbeståndet representativ ålderssammansättning.
3. Minst 7 st mycket grova (>50 cm DBH) barrträd/ha skall lämnas. Saknas barrträd med denna grovlek ersätts dessa med de 5 största barrträden/ha.
4. Minst 5 st mycket grova (>50 cm DBH) lövträd/ha skall lämnas. Saknas lövträd med denna grovlek skall dessa ersättas av barrträd i motsvarande storlek.
5. Minst 7 medelgrova lövträd/ha skall lämnas om sådana finns. Träden skall vara mellan 30 och 40 cm i diameter i brösthöjd.



Figur 24. Sambandet mellan trädtheten (antal stammar/ha) i vattendragens närhet och LWD-förekomsten (antal bitar/m) i vattendragen i östra Washington (Bilby & Wasserman 1989).

6. För vattendragssträckor med grusig och småstenig botten skall trädtheten inom skyddszonerna vara minst 335 stammar/ha.
7. För vattendragssträckor med blockig botten skall trädtheten inom skyddszonerna vara minst 185 stammar/ha.
8. För skyddszoner längs dammar och sjöar skall trädtheten inom skyddszonerna vara minst 185 stammar/ha.

Vid blockiga vattendrag (block >25 cm) skall skyddszonerna innehålla träd grövre än 10 cm motsvarande minst 185 st/ha. För steniga-grusiga vattendrag (sten <6 cm) skall skyddszonerna innehålla träd grövre än 10 cm motsvarande minst 334 st/ha. Skillnaden mellan vattendragstyperna beror på att de grovblockiga vattendragen anses ha större möjlighet att ackumulera nedfallen död ved (LWD).

Skyddszonernas utformning är beroende av vattendragens skyddsvärden, markanvändningens typ och intensitet och karaktären hos strandzonen (t ex marklutning, jordarter och vegetation). Anpassningen till olika förhållanden kräver en beskrivning och klassificering av vattendragen och strandmiljöerna samt en identifiering av problemområden och vilka skyddsfunktioner som eftersträvas.

För att skydda små till medelstora vattendrag behöver skyddszonerna vanligtvis vara 15 till 30 m breda. Flera författare anger 15 m som minsta bredd för bevarandet av vattendragens vattenkvalitet och 20-30 m som minsta bredd för bevarandet av vattendragens biologiska värden. Skyddszonerna skall ha en flerskiktad vegetation eftersom förekomst av träd och buskar ökar zonernas upptag av sediment- och näringsämnen.

I odlingslandskapet bör även våtmarker anläggas i anslutning till vattendragen. Lämpliga våtmarkstyper är sumpskogar, kärr och våtängar eftersom dessa ofta har ett högt kväveupptag. I Sverige utgår sk miljöstöd för anläggning av gräsbevuxna skydds-zoner, våtmarker och anslutande extensiv vall vid vattendrag och sjöar.

I flera länder finns särskilda riktlinjer för skyddszonernas utformning och skötsel. Riktlinjerna reglerar bl a skyddszonernas vegetationstyp (t ex trädens storlek, ålder och täthet), skyddszonernas bredd, längd och arealtäckning. Inom skyddszonerna regleras vanligtvis eventuell avverkning efter trädens krontäckning, antal, basyta och diameterklass.

8. Referenser

- Agee, J. K. 1988. Successional dynamics in forest riparian zones. p 31-43. - In: K. J. Raedeke (ed.) Streamside management: riparian wildlife and forestry interactions. Inst. For. Resour., Univ. Washington. Contr. 59., Seattle.
- Ahola, H. 1990. Vegetated buffer zone examinations on the Vantaa River basin. - *Aqua Fenica* 20: 65-69.
- Ahvonon, A. & E. Jutila. 1996. Environmental changes affecting the population density of brown trout in the river Isojoki basin, western Finland. - Abstracts, Forest-fish conference, May 1996, Calgary, Alberta. Trout Unlimited Canada.
- Ahtianen, M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarefication on the water quality of small brooks. - *Hydrobiologia* 243/244: 465-473.
- Alexandersson, H., U. Ekstam & N. Forshed. 1986. Stränder och fågelsjöar. Om fuktängar, mader och vassar i odlingslandskapet. - SNV och LT:s förlag, Helsingborg. 111 p. (In Swedish.)
- Allan, J. D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. - Chapman & Hall, London. 379 p.
- Allan, J. D. & A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. - *Bioscience* 43: 32-43.
- Alström, K. & A. Bergman. 1988. Sediment and nutrient losses by water erosion from arable land in south Sweden - a problem with non-point pollution. - *Vatten* 44: 193-204.
- Alström, K. & A. Bergman-Åkerman. 1991. Vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark. - Lic. avhandling, Naturgeogr. inst., Lunds universitet. Rapporter och notiser 73. 105 p. (In Swedish.)
- Altier, L. S., R. R. Lowrance, R. G. Williams, J. M. Sheridan, D. D. Bosch, R. K. Hubbard, W. C. Mills & D. L. Thomas. 1994. An ecosystem model for the management of riparian areas. - Proceedings, Riparian ecosystems in the humid United States. Louisiana state university, Baton Rouge.
- Ambus, P. & R. Lowrance. 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. - *Soils Sci. Soc. Amer. J.* 55: 994-997.
- Anderson, N. H. & J. R. Sedell. 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. - *Annu. Rev. Entomol.* 24: 351-377.
- Anderson, N. H., J. R. Sedell, L. M. Roberts & F. J. Triska. 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. - *Amer. Midl. Natural.* 100: 64-82.
- Andersson, R. 1986. Kväve- och fosforförluster från jordbruksmark i Sverige. - Doktorsavhandling, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. 215 p. (In Swedish.)
- Andrus, C. W., B. A. Long & H. A. Froehlich. 1988. Woody debris and its contribution to pool formation in a coastal stream 50 years after logging. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2080-2086.
- Armour, C. L., D. A. Duff & W. Elmore. 1991. The effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. - *Fisheries* 16: 7-11.
- Aubertin, G. M. & J. H. Patric. 1974. Water quality after clearcutting a small watershed in western Virginia. - *J. Env. Qual.* 3: 243-249.
- Aust, W. M. 1994. Best management practices for forested wetlands in the southern appalachian region. - *Water, Air and Soil Pollut.* 77: 457-468.
- Baker, W. L. 1989. Classification of the riparian vegetation of the mountaine and subalpine zones in western Colorado. - *Great Basin Naturalist* 9: 214-228..
- Baltz, D. M. & P. B. Moyle. 1981. The influence of riparian vegetation on stream fish communities of California. p. 183-187. - In: R. E. Warner & K. M. Hendrix (eds.) California Riparian Systems: Ecology, Conservation, and Management. Davis, California.
- Baltz, D. M., B. Vondracek, L. R. Brown & P. B. Moyle. 1987. Influence of temperature on microhabitat choices by fishes in a California stream. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 116: 12-20.
- Barfield, B. J., E. W. Tollner & J. C. Hayes. 1979. Filtration of sediment by simulated vegetation. I. Steady-state flow with homogenous sediment. - *Trans. Amer. Soc. Agric. Eng.* 22: 540-548.
- Barling, R. D. & I. D. Moore. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. - *Env. Mgmt* 18: 543-558.
- Barth, W.-E. 1987. Praktischer umwelt- und naturschutz. - Hamburg & Berlin.
- Bartholow, J. M. 1991. A modeling assessment of the thermal regim for urban sport fishery. - *Env. Mgmt* 15: 833-845.
- Barton, R. B., W. D. Taylor & R. M. Biette. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 5: 364-378.
- Beanlands, G. E., W. J. Erckman, G. H. Orians, J. O'Riordan, D. Policansky, M. H. Sadar & B. Sadler. 1986. Cumulative environmental effects: a binational perspective. - Canadian environmental assessment research council/ U.S. National research council, Ottawa, Ontario and Washington DC. 166 p.

- Bechie, T. J. & T. H. Sibley. 1990. Evaluation of the TFW stream classification system: stratification of physical habitat area and distribution. - Rep. EL-03, State of Washington, Dep. Nat. Resour., Olympia.
- Bedford, B. L. & E. M. Preston. 1988. Developing the scientific basis for assessing cumulative effects of wetland loss and degradation on landscape functions: status, perspectives and prospects. - *Env. Mgmt* 12: 751-771.
- Behmer, D. J. & C. P. Hawkins. 1986. Effects of overhead canopy on macroinvertebrate production in a Utah stream. - *Freshw. Biol.* 16: 287-300.
- Bell, M. C. 1986. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. - U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division, Portland, Oregon. 290 p.
- Belt, G. H. 1980. Predictory streamflow changes caused by forest practices using the equivalent clearcut area model. - Bull. No. 32. College of Forestry, Wildlife and Range. Sci. Univ. Idaho, Moscow. 11 p.
- Belt, G. H., J. O'Laughlin & T. Merrill. 1992. Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality: analysis of scientific literature. - Idaho Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group, Moscow, Idaho. Report No 8 (1992-4). 35 p.
- Belt, G. H., J. O'Laughlin & T. Merrill. 1994. Buffer strip design for protecting water quality and fish habitat. - *West. J. Appl. For.* 2: 41-45.
- Bennet, A. F. 1990. Habitat corridors - Their role in wildlife management and conservation. - Department of conservation and Environment, Artur Rylah Institute for Environmental Research, Melbourne, Victoria (Australia). 37 p.
- Berg, D. R. 1995. Riparian silvicultural system design and assessment in the pacific northwest Cascade mountains, USA. - *Ecol. Appl.* 5: 87-96.
- Bergquist, B., L. Lundin & A. Andersson. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning: Siksjöbäcksområdet. - Rapport Limnologiska Inst., Uppsala Universitet, LIU 1984:B4 (In Swedish with English Summary). 144 p.
- Berkman, H. E. & C. F. Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. - *Environ. Biol. Fishes* 18: 285-294.
- Berntell, A., A. Wenblad, L. Henriksson, H. Nyman & H. Oskarsson. 1983. Kriterier för värdering av sjöar från naturvårdsynpunkt. - Länsstyrelsen i Älvsborgs län 1983:3. (In Swedish.)
- Berris, S. N. & R. D. Harr. 1987. Comparative snow accumulation and melt during rainfall in forested and clear-cut plots in the Western Cascades of Oregon. - *Water Resour. Res.* 23: 135-142.
- Beschta, R. L. 1978. Long term pattern of sediment production following road construction and logging in the Oregon coast range. - *Water Resour. Res.* 14: 1011-1016.
- Beschta, R. L. 1984. TEMP84: a computer model for predicting stream temperature resulting from the management of streamside vegetation. - Rep. US. Dep. Agric., Forest Service, Watershed systems development group, Fort Collins, Colorado. 76 p.
- Beschta, R. L. 1991. Stream habitat management for fish in the northwestern United States: The role of riparian vegetation. - In: J. Colt & R. J. White (eds.) Fisheries bioengineering symposium. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland.
- Beschta, R. L. & W. L. Jackson. 1979. The intrusion of fine sediment into stable gravel bed. - *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 204-210.
- Beschta, R. L. & W. S. Platts. 1986. Morphological features of small streams: significance and function. - *Water Resour. Bull.* 22: 369-379.
- Beschta, R. L. & R. L. Taylor. 1988. Stream temperature increases and land use in a forested Oregon watershed. - *Water Resour. Bull.* 24: 19-25.
- Beschta, R. L., R. E. Bilby, G. E. Brown, L. B. Holtby & T. D. Hofstra. 1987. Stream temperature and aquatic habitat: fishery and forestry interactions. p. 191-232. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) Streamside management: forestry and fishery interactions. University of Washington, Institute of Forest Resources. Contr. 57, Seattle.
- Bilby, R. E. 1981. Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. - *Ecology* 62: 1234-1243.
- Bilby, R. E. 1984. Post-logging removal of woody debris affects stream channel stability. - *J. Forestry* 82: 609-613.
- Bilby, R. E. 1988. Interactions between aquatic and terrestrial systems. p 13-30. - In: K. J. Raedeke (ed.) Streamside management: riparian wildlife and forestry interaction. Univ. Washington, Inst. For. Res., Contr. 59, Seattle.
- Bilby, R. E. & G. E. Likens. 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystem. - *Ecology* 61: 1107-1113.
- Bilby, R. E. & J. W. Ward. 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 118: 368-378.

- Bilby, R. E. & L. J. Wasserman. 1989. Forest practice and riparian management in Washington state: Data based regulation development. p. 87-94. - In: R. E. Gresswell, B. A. Barton & J. L. Kershner (eds.) Practical approaches to riparian resource management - an educational workshop. Billings, Montana. U.S. Dep. Interior, Bureau of Land Management, Washington D.C. 193 p.
- Bilby, R. E. & J. W. Ward. 1991. Characteristics and function of large woody debris. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 2499-2508.
- Bilby, R. E. & P. A. Bisson. 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 540-551.
- Binkley, D. & T. C. Brown. 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. - *For. Resour. Bull.* 29: 729-740.
- Bird, G. A. & N. K. Kaushik. 1981. Coarse particulate organic matter in streams. p. 41-58. - In: M. A. Lock & D. D. Williams (eds.) Perspectives in running water ecology. Plenum Press, New York.
- Bisson, P. A. & J. R. Sedell. 1984. Salmonid populations in streams in clearcut versus old growth forest of western Washington. p. 121-129. - In: W. R. Meehan, T. R. Merrill Jr & T. A. Hanley (eds.) Proceedings of the symposium Fish and wildlife relationships in old-growth forests, 12-13 April, 1984, Juneau, Alaska. Published by Am. Inst. Fish. Res. Biol., Asheville, North Carolina.
- Bisson, P. A., J. L. Nielsen, R. A. Palmason & L. E. Grove. 1982. A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow. p. 62-73. - In: N. B. Armantrout (ed.) Proceedings, Acquisition and utilization of aquatic habitat information. Conference, Oct. 1981, Portland, Oregon. Western Div. Amer. Fish. Soc., Oregon.
- Bisson, P. A., R. E. Bilby, M. D. Bryant, C. A. Dolloff, G. B. Grette, R. A. House, M. L. Murphy, K. V. Koski & J. R. Sedell. 1987. Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: past, present, and future. p. 143-190. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) Streamside management: Forestry and fishery interactions. University of Washington, Institute of Forest Resources. Contribution No 57, Seattle. 457 p.
- Bisson, P. A., K. Sullivan & J. L. Nielsen. 1988. Channel hydraulics, habitat use and body form of juvenile coho salmon, steelhead and cutthroat trout in streams. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 117: 262-273.
- Bisson, P. A., T. P. Quinn, G. H. Reeves & S. V. Gregory. 1992. Best management practices, cumulative effects and long term trends in fish abundance in Pacific northwest river systems. p. 189-232. - In: R. J. Naiman (ed.) Watershed management - balancing sustainability and environmental change. Springer verlag, New York. 525 p.
- Bjornn, T. C. & S. C. Kirking. 1991. Relation of cover alternations to the summer standing crop of young salmonids in small Southeast Alaska streams. - *Trans. Am. Fish. Soc.* 120: 562-570.
- Bjornn, T. C. & D. W. Reiser. 1991. Habitat Requirements of salmonids in streams. p. 83-138. In: W. R. Meehan (ed.) Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. - Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. 19, Bethesda, Maryland.
- Björklund, G. 1987. Geovetenskaplig naturvärdering i internationellt perspektiv. - Uppsala Universitet, Naturgeografiska institutionen, UNGI-rapport Nr 67. 65 p. (In Swedish.)
- Boon, P. J. 1992. Essential elements in the case for river conservation. p. 11-34. - In: P. J. Boon, P. Calow & G. E. Petts (eds.) River conservation and management. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England.
- Boon, P. J., N. T. H. Holmes, P. S. Maitland & T. A. Rowell. 1994. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON) - an outline for the underlying principles. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 25: 1510-1514.
- Borman, F. H. & G. E. Likens. 1985. Air and watershed management and the aquatic ecosystem. p. 436-444 - In: Likens G. E. (ed.) An ecosystem approach to aquatic ecology. Springer Verlag, New York.
- Bosch, D. J. 1991. Benefits of transferring streamflow priority from agricultural to non-agricultural use. - *Water Resour. Bull.* 27: 397-405.
- Bosch, J. M. & J. D. Hewlett. 1982. A review of catchments experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evotranspiration. - *J. Hydrology (Amsterdam)* 55: 3-23.
- Bostelman, R., U. Braukman, E. Briem, G. Humborg, I. Nadolny, K. Steib & U. Weibel. 1993. Forschungsgruppe fließgewässer 1993. Fließgewässertypologie - interdisziplinäre studien in naturnahen gewässern und auen in Baden-Württemberg mit schwerpunkt in Buntsandstein-Odenwald und Oberlhei nehene. - Reihe Umweltforschung, Baden-Württemberg. Ecomed verlag, Landsberg am Lech. 226 p.
- Bottom, D. L., P.J. Howell & J. D. Rodger. 1983. Salmonid habitat restoration. - Final report: Fish research project Oregon, Oregon Dep. Fish and Wildlife, Portland, Oregon. 155 p.

- Bowden, W. B. 1987. The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. - *Biogeochemistry* 4: 313-348.
- Bramhall, J. W. 1989. Riparian systems and forest management - changes in harvesting techniques and their effects on decomposed granitic soils. - In: Californian Riparian systems Conference, Sept 22-24, 1988. Davis, California. US. Dep. Agric. Forest Service Gen. Techn. Rep. PSW-110.
- Brandt, M., S. Bergström & M. Gardelin. 1988. Modelling the effects of clearcutting on runoff - examples from central Sweden. - *Ambio* 17: 307-313.
- Braukman, U. 1987. Zoözoologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie, Beiheft* 26. 355 p.
- Brazier, J. R. & G. W. Brown. 1973. Buffer strips for stream temperature control. - Forest Research Laboratory, Research paper 15. Oregon State University, Corvallis, Oregon. 9 p.
- Bren, L. J. 1993. Riparian zone, stream, and flood plain issues: A review. - *J. Hydrology (Amsterdam)* 150: 277-299.
- Bren, L. J. & A. K. Turner. 1980. Hydrologic output of small catchments: implications for management. - *Austr. Forestry* 43: 111-117.
- Brinson, M. M., B. L. Swift, R. C. Plantico & J. S. Barclay. 1981. Riparian ecosystems: Their Ecology and status. - Report FWS/OBS 82/17, U.S. Fish & Wildlife Service.
- Broderson, J. M. 1973. Sizing buffer strips to maintain water quality. - M. S. Thesis, Univ. of Washington, Seattle, Washington.
- Brown, G. W. 1969. Predicting temperatures of small streams. - *Water Resour. Res.* 5: 68-75.
- Brown, G. W. 1970. Predicting the effect of clear-cutting on stream temperature. - *J. Soil Water Conserv.* 25: 11-13.
- Brown, G. W. 1971. Water temperature in small streams as influenced by environmental factors and logging. - In: J. T. Krygier & D. J. Hall (eds.). *Forest and Uses and stream Environment*. Oregon State University, Corvallis.
- Brown, G. W., A. R. Gahler & R. B. Marston. 1973. Nutrient losses after clear-cut logging and slashburning in the Oregon coast range. - *Water Resour. Res.* 9: 1450-1453.
- Brown, G. W. 1983. *Forestry and water quality*. - Oregon State University Book Stores Inc, Corvallis, Oregon. 142 p.
- Brown, G. W. & J. T. Krygier. 1967. Changing water temperatures in small mountain streams. - *J. Soil Water Conserv.* 22: 242-244.
- Brown, G. W. & J. T. Krygier. 1970. Effects of clear cutting on stream temperature. - *Water Resour. Res.* 6: 1133-1139.
- Brown, G. W. & J. T. Krygier. 1971. Clear-cut logging and sediment production in the Oregon coast range. - *Water Resour. Res.* 7: 1189-1198.
- Brown, M. T., J. Schaefer & K. Brandt. 1990. Buffer Zones for water, wetlands and Wildlife in east central Florida. - Rep. 89-07, Center for wetlands, University of Florida, Gainesville.
- Bryant, M. D. 1980. Evolution of large organic debris after timber harvest: Maybeso creek 1949-1978. Pacific Northwest Forest and Range Exp. Stn., Portland, Oregon. USDA Forest Service, Gen. Techn. Rep. PNW-101. 30 p.
- Bryant, M. D. 1983. The role and management of woody debris in west coast salmonid nursery streams. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 3: 322-330.
- Bryant, M. D. 1985. Changes 30 years after logging in large woody debris, and its use by salmonids. p. 329-334. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.) *Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses*. Proceedings; First North American Riparian Conference, April 16-18, 1985. Tucson, Arizona. USDA Forest Service. Gen. Techn. Rep. RM-120. 523 p.
- Budd, W. W., P. L. Cohen, P. R. Saunders & F. R. Steiner. 1987. Stream corridor management in the Pacific Northwest. I. Determination of stream corridor widths. - *Env. Mgmt* 11: 587-597.
- Burns, J. W. 1970. Spawning bed sedimentation studies in northern California streams. - *California Fish Game* 56: 253-270.
- Burns, J. W. 1972. Some effects of logging and associated road construction on northern California streams. - *Trans Amer. Fish. Soc.* 101: 1-17.
- Burton, T. M. & G. E. Likens. 1973. The effect of strip cutting on stream temperatures in the Hubbard brook Experimental Forest, New Hampshire. - *Bioscience* 23: 433-435.
- Bustard, D. R. & Narver D. W. 1975. Aspects of the winter ecology of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*Salmo gairdneri*). - *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 667-680.
- Cameron, A. L. & L. E. Henderson (eds.). 1979. *Environmental considerations for forest harvesting*. - CSIRD Div. For. Res., Harvesting Research Group, Canberra, Australien.
- Campbell, I. C. & T. J. Doeg. 1989. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. - *Austr. J. Marine Freshw. Res.* 40: 519-540.

- Carlson, J. Y., C. W. Andrus & H. A. Froehlich. 1990. Woody debris, channel features, and macroinvertebrates of streams with logged and undisturbed riparian timber in northeastern Oregon, USA. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1103-1111.
- Cassells, D., L. Hamilton & S. R. Saplaco. 1983. Understanding the role of forests in watershed protection. p. 52-98. - In: R. A. Carpenter (ed.) *Natural systems for development. What planners need to know.* MacMillan Publishing Co., New York.
- Castelle, A. J., C. Conolly, M. Emers, E. D. Metz, S. Meyer, M. Witter, S. Mauermann, T. Erickson & S. S. Cooke. 1992a. Wetland buffers: use and effectiveness. - *Publ. 92-10.* Adolfsen Assoc. for shorelands and coastal zone management program. Washington Dep. of Ecology, Olympia, Washington.
- Castelle, A. J., C. Conolly, M. Emers, E. D. Metz, S. Meyer & M. Witter. 1992b. Wetland buffers: An annotated bibliography. - *Publ. 92-11.* Adolfsen Association for shorelands and coastal zone management program. Washingt. Dep. Ecology, Olympia, Washington.
- Castelle, A. J., A. W. Johnson & C. Conolly. 1994. Wetland and stream buffer size requirements. - *J. Env. Qual.* 23: 878-882.
- Chamberlin, T. W., R. D. Harr & F. H. Everest. 1991. Timber harvesting, silviculture and watershed processes. p. 181-205. - In: W. R. Meehan (ed.) *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats.* Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 19, Bethesda, Maryland.
- Chapman, D. W. 1962. Effects of logging upon fish resources of the west coast. - *J. Forestry.* 60: 533-537.
- Chapman, D. W. & E. Knudsen. 1980. Channelization and livestock impacts on salmonid habitat and biomass in western Washington. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 109: 357-363.
- Cherry, D. S., K. L. Dickson, J. Cairns Jr & J. R. Stauffer. 1977. Preferred, avoided, and lethal temperatures of fish during rising temperature conditions. - *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 239-246.
- Chutter, F. M. 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. - *Hydrobiologia* 34: 57-76.
- Chesheir, G. M. J. W. Gilliam, R. W. Skaggs & R. G. Broadhead. 1991. Nutrient and sediment removal in forested wetlands receiving pumped agricultural drainage water. - *Wetlands* 11: 87-103.
- Clinnick, P. F. 1985. Buffer strip management in forest operations: a review. - *Austr. Forestry* 48: 34-45.
- Cohen, P.L., P. R. Saunders, W. W. Budd & F. R. Steiner. 1987. Stream corridor management in the pacific northwest. II Management strategies. - *Env. Mgmt* 11: 599-605.
- Conners, M. E. & R. J. Naiman. 1984. Particulate allochthonous inputs: Relationships with stream size in an undisturbed watershed. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1473-01484.
- Comerford, N. B., D. G. Neary & R. S. Mansell. 1992. The effectiveness of buffer strips for ameliorating offsite transport of sediment, nutrients and pesticides from silvicultural operations. - *Nat. Coun. Paper Ind. Air and Stream Improv. Techn. Bull.* 631.
- Cooke, J. G. & A. B. Cooper. 1988. Sources and sinks of nutrients in a New Zealand Hill pasture catchment. III Nitrogen. - *Hydrological processes* 2: 135-149.
- Cooper, A. B. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. - *Hydrobiologia* 202: 13-26.
- Cooper, C. M. 1987. Benthos in Bear creek, Mississippi: Effects of habitat variation and agricultural sediments. - *J. Freshw. Ecol.* 4: 101-113.
- Cooper, C. M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface pollutants on aquatic systems - a review. *J. - Env. Qual.* 22: 402-408.
- Cooper, J. R. & J. W. Gilliam. 1987. Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas. - *J. Soil. Sci. Soc. Amer.* 51: 1600-1604.
- Cooper, J. R., J. W. Gilliam, R. B. Daniels & W. P. Robarge. 1987a. Riparian areas as filters for agricultural sediment. - *J. Soil Sci. Soc. Amer.* 51: 416-420.
- Cooper, J. R., J. W. Gilliam & T. C. Jacobs. 1987b. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. p. 166-192. - In: D. L. Correl (ed.) *Watershed research perspectives.* Smithsonian Instit. Press, Washington, DC.
- Corbett, E. S. & J. A. Lynch. 1985. Management of streamside zones on municipal watersheds. p. 187-190. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.) *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses.* Proceedings; First North American Riparian Conference, April 16-18, 1985. Tucson, Arizona. USDA Forest Service. Gen. Techn. Rep. RM-120. 523 p.
- Corbett, E. S., J. A. Lynch & W. E. Sopper. 1978. Timber harvesting practices and water quality in the eastern United States. - *J. Forestry* 76: 484-488.
- Cordone, A. J. & D. W. Kelley. 1961. The influence of inorganic sediment on the aquatic life in streams. - *California Fish Game* 47: 189-228.

- Crisp, D. T. 1989. Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. - *Freshw. Biol.* 21: 21-33.
- Crispin, V., R. House & D. Roberts. 1993. Changes in instream habitat, large woody debris, and salmon habitat after the restructuring of a coastal Oregon stream. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt.* 13: 96-102.
- Culp, J. M. & R. W. Davies. 1983. An assessment of the effects of streambank clear-cutting on the macroinvertebrate community in a managed watershed. - *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No 1208. 130 p.
- Cupp, C. E. 1989a. Identifying spatial variability of stream characteristics through classification. - Master thesis, University of Washington, Seattle.
- Cupp, C. E. 1989b. Stream corridor classification for forested lands of Washington. - Washington Forest Protection Association, Olympia, Washington.
- Cummins, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. - *Bioscience* 24: 631-641.
- Cummins, K. W. & R. W. Merritt. 1984. Ecology and distribution of aquatic insects. p. 59-65. - In: R. W. Merritt & K. W. Cummins (eds.) An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall-Hunt Publ. Comp., Dubuque, USA
- Cummins, K. W., G. W. Minshall, J. R. Sedell, C. E. Cushing & R. C. Petersen. 1984. Stream ecosystem theory. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 22: 1818-1827.
- Cummins, K. W., M. A. Wilzbach, D. M. Gates, J. B. Perry & W. B. Taliaferro. 1989. Shredders and riparian vegetation. - *BioScience* 39: 24-30.
- Cuplin, P. 1985. Riparian area inventory and monitoring using large scale color infrared photography. p. 69-71. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.) Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses. Proceedings; First North American Riparian Conference, April 16-18, 1985. Tucson, Arizona. USDA Forest Service. Gen. Techn. Rep. RM-120. 523 p.
- Dahl, T. E. 1990. Wetland losses in the United States: 1780s to 1980s. - Rep. FR 36-2. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Davis, M. M. 1994. Decision sequence for functional wetlands restoration. - *Water, Air and Soil Pollut.* 77: 497-511.
- Davies, P. E. & M. Nelson. 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. - *Austr. J. Mar. Res.* 45: 1289-1305.
- Dawson, F. H. & U. Kern-Hansen. 1978. Aquatic weed management in natural streams: the effect of shade by marginal vegetation. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 20: 1429-1435.
- Dawson, F. H. & U. Kern-Hansen. 1979. The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. - *Int. Rev. Hydrobiol.* 64: 437-455.
- Dawson, F. H. & S. M. Haslam. 1983. The management of river vegetation with particular reference to shading effects of marginal vegetation. - *Landscape Planning* 10: 147-169.
- De Bano, L. F. & L. J. Schmidt 1990. Potential for enhancing riparian habitats in the southwestern united states with watershed practices. - *Forest Ecol. Mgmt* 33/34: 385-403.
- Décamps, H., M. Fortune, F. Gazelle & G. Pauton. 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. - *Landscape Ecology* 1: 163-173.
- Décamps, H., F. Fournier, R. J. Naiman & R. C. Petersen Jr. 1990. An international research effort on land/inland water ecotones in landscape management and restoration 1990-1996. - *Ambio* 19: 175-176.
- Degerman, E. och B. Sers. 1995. Små vattendrags funktion och värde för fisk. - *Skog och forskning* 4/95: 32-43. (In Swedish.)
- De Laney, T. A. 1995. Benefits to downstream flood attenuation and water quality as result of constructed wetlands in agricultural landscapes. - *J. Soil and Water Conserv.* 50: 620-626.
- DeLong, M. D. & M. A. Brusven. 1991. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution. - *Env. Mgmt* 15: 565-571.
- Demissie, M. & A. Kahn. 1993. Influence of wetlands on streamflow in Illinois. - Illinois State Water Survey Hydrology Division, Rep. 561.
- Dillaha, T. A. 1989. Water quality impacts of vegetative filterstrips. ASAE paper No. 89-2043. - Amer. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, Michigan.
- Dillaha, T. A. & P. E. Hayes. 1991. A procedure for the design of vegetative filter strips. - Final report for the U.S. soil conservation service, Sept. 1991. Soil conservation service, Washington DC. 48 p.
- Dillaha, T. A. & P. E. Hayes. 1992. Vegetative filter strips. II. Application of design procedures. - Paper No 92-2103. Amer. Soc. Agric. Eng., St Joseph, Michigan.
- Dillaha, T. A., J. H. Sherrard, D. Lee, S. Mostaghimi & V. O. Shanholtz. 1985. Sediment and phosphorus transport in vegetative filter strips. Phase I. Field studies. Paper No 85-2043. - Amer. Soc. Agric. Eng., St Joseph, Michigan.

- Dillaha, T. A., J. H. Sherrard & J. D. Lee. 1986. Long term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. - Virginia Polytechnic Institute and State University. Water Resources Research Center. Bulletin I-VIII, Blacksburg VA. 39 p.
- Dillaha, T. A., R. B. Reneau, S. Mostaghimi, V. O. Shanholtz & W. L. Magette. 1987. Evaluating nutrient and sediment losses from agricultural lands: Vegetative filter strips. - CBP/TRS 4/87, Chesapeake Bay Liaison Office. US/EPA, Annapolis, Maryland.
- Dillaha, T. A., J. H. Sherrard, D. Lee, S. Mostaghimi & V. O. Shanholtz. 1988. Evaluation of vegetative filter strips as best management practice for feed lots. - *Wat. Pollut. Contr. Fed.* 60: 1231-1238.
- Dillaha, T. A., R. B. Reneau, S. Mostaghimi & D. Lee. 1989. Vegetative filter strips for agriculture nonpoint source pollution control. - *Trans. Amer. Soc. Agric. Eng.* 32: 513-519.
- Dolloff, A. C. 1986. Effects of stream cleaning on juvenile coho salmon and dolly varden in Southeast Alaska. - *Trans Amer. Fish. Soc.* 115: 743-755.
- Doyle, R. C., G. C. Stanton & D. C. Wolf. 1977. Effectiveness of forest and grass buffer filters in improving the water quality of manure polluted runoff. - Paper 77/2501. *Am. Soc. Agric. Eng., St Joseph, Michigan, USA.*
- Duncan, W. F. A. & M. A. Brusven. 1985. Benthic macroinvertebrates in logged and unlogged low-order Southeast Alaska USA streams. - *Freshw. Invertebr. Biol.* 4: 125-132.
- Eckerberg, K. 1981. Skogsbrukets inverkan på yt- och grundvatten - sammanställning och utvärdering av befintlig kunskap 1980. - *Naturvårdsverket Rapport, SNV PM 1373.* 67 p. (In Swedish.)
- Eckerberg, K. 1988. Clear felling and environmental protection: results from an investigation in Swedish forests. - *J. Env. Mgmt* 27: 237-256.
- Edwards, R. W., J. W. Densen & R. P. A. 1979. An assessment of the importance of the temperature as a factor controlling the growth rate of brown trout in streams. - *J. Anim. Ecol.* 48: 501-507.
- Edwards, W. M., L. K. Owens & R. K. White. 1983. Managing runoff from a small paved beef feedlot. - *J. Env. Qual.* 12: 281-286.
- Egglisshaw, H. J. 1985. Afforestation and fisheries. p. 236-244. - In: J. S. Alabaster (ed.) *Habitat modification and freshwater fisheries. Proceedings of a symposium of the European inland fisheries advisory commission.* Butterworths, London. 278 p.
- Ekholm, P., M. Yli-Halla & P. Kylmälä. 1991. Availability of phosphorus in suspended sediments estimated by chemical extraction and bioassay. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 24: 2994-2998.
- Ekologgruppen 1990. Höje Å - Landskapsvårdsplan. - Länsstyrelsen i Malmöhus län, Miljövårdsenheten, Medd. 1990:2. (In Swedish.)
- Elliot, S. T. 1986. Reduction of a Dolly Varden and macrobenthos after removal of logging debris. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115: 392-400.
- Elmore, W. & R. L. Beschta. 1987. Riparian areas: perceptions in management. - *Rangelands* 9: 260-265.
- Eriksson, M. 1997. En praktisk tillämpning och test av System Aqua i Nissans vattensystem, Jönköpings län. - Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 1997:40. 140 p. (In Swedish.)
- Erman, D. C. & D. Mahoney. 1983. Recovery after logging in streams with and without bufferstrips in northern California. - University of California, Calif. Water Resource Center Contr. 186, Davis. 50 p.
- Erman, D., J. D. Newbold & K. B. Roby. 1977. Evaluation of streamside buffer strips for protecting aquatic organism. - University of California, Calif. Water Resource Center Contr. 165, Davis.
- Erman, D. C., E. D. Andrews & M. Yoder-Williams 1988. Effects of winter floods on fishes in the Sierra Nevada. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2195-2200.
- Eschner, A. R. & J. Larmoyeux. 1963. Logging and trout: Four experimental forest practices and their effect on water quality. - *Prog. Fish-Cult.* 25: 59-67.
- Everest, F. H. & J. R. Sedell. 1984. Evaluating effectiveness of stream enhancement projects. P. 246-256. - In: T. J. Hassler (ed.) *Proceedings, Pacific Northwest stream habitat management workshop.* California Coop. Fish. Res. Unit, Humboldt State Univ., Arcata (USA).
- Everest, F. H., R. L. Beschta, J. C. Scrivener, K. V. Koski, J. R. Sedell & C. J. Cederholm. 1987. Fine sediment and salmonid production: a paradox. p. 98-142. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) *Streamside management: Forestry and fishery interactions.* University of Washington, Inst. For. Resour. Contr. 57.
- Fail, J. L., B. L. Haines & R. L. Todd. 1987. Riparian forest communities and their role in nutrient conservation in an agricultural watershed. - *Amer. J. Alt. Agricult.* 2: 114-121.
- Fausch, K. D. & T. G. Northcote. 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 682-693.

- Fausch, K. D., J. Lyons, J. R. Karr & P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. - *Amer. Fish. Soc. Symp.* 8: 123-144.
- Feller, M. C. 1981. Effects of clearcutting and slashburning on stream temperature in southwestern British Columbia. - *Water Res. Bull.* 17: 863-867.
- Fisher, S. G. & G. E. Likens. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. - *Ecol. Monogr.* 43: 421-439.
- Flanagan, D. C., G. R. Foster, W. H. Neibling & J. P. Burt. 1989. Simplified equations for filter strip design. - *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 32: 2001-2007.
- Flebbe, P. A. & C. A. Dolloff. 1995. Trout use of woody debris and habitat in Appalachian wilderness streams of North Carolina. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 15: 579-590.
- Fleischer, S., I. M. Andersson, G. Holmgren. A. Joelson. T. Kindt, L. Rydberg & L. Stibe. 1989. Markanvändning - vattenkvalite. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde. - *Länstyrelsen i Hallands län, Medd.* 1989:10. (In Swedish.)
- Fleischer, S., L. Stibe & L. Leonardsson. 1991. Restoration of wetlands as means of reducing nitrogen transport to coastal waters. - *Ambio* 20: 271-272.
- Forestry Commission. 1993. Forests and water. Guidelines. - The Forestry Authority, U. K. 32 p.
- Franklin, J. F. 1992. Scientific basis for new perspectives in forest and streams. p. 25-72. - In: R. J. Naiman (ed.). *Watershed management: balancing sustainability and environmental change.* Springer Verlag, New York. 542 p.
- Frede, H. G., J. Fabis & M. Bach. 1994. Nahrstoff und sedimentretention in uferstreifen des mittelgebirgraumes. - *Z. Kulturtechnik und Ladenentwicklung* 35: 165-175.
- Freedman B. 1989. Environmental ecology: The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. - Academic Press Inc., San Diego, California. 418 p.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren & M. D. Hurley. 1986. A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context. - *Env. Mgmt* 10: 199-214.
- Fustec, E. 1992. Transfert des contaminants chimiques: role des sols et des formations vegetales des fonds de vallees. - *Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France.* 78: 107-116.
- Fustec, E., A. Mariott, X. Grillo & J. Sajus. 1991. Nitrate removal by denitrification in alluvial groundwater: role of a former channel. - *J. Hydrology* 123: 337-354.
- Gammon, J. R. 1970. The effect of inorganic sediment on stream biota. - *Water Pollut. Contr. Res. Ser. No 18050 DWC 12/70.* Water quality office, Environ. Prot. Agen. (EPA), Washington.
- Garman, G. C. & J. R. Moring. 1993. Diet and annual production of two boreal river fishes following clearcut logging. - *Env. Biol. Fishes* 36: 301-311.
- Gibbons, D. R. 1985. The fish habitat management unit concept for streams on National forests in Alaska. p. 320-324. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.). *Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses.* Tucson, Arizona.
- Gibbons, D. R. & E. O. Salo. 1973. An annotated bibliography of the effects of logging on fish of the western United States and Canada. - USDA For. Serv. Gen. Techn. Rep. PNW-10. 145 p.
- Gilliam, J. W. 1994. Riparian wetlands and water quality. - *J. Env. Qual.* 23: 896-900.
- Gilliam, J. W., L. A. Schipper, P. N. Beets & M. McConchie. 1992. Riparian buffers in New Zealand Forestry. - *New Zealand Forestry, Aug.* 1992: 21-25.
- Golding, D. L. 1987. Changes in streamflow peaks following timber harvest of a coastal British Columbia watershed. - *Int. Assoc. Hydrol. Sci. Publ.* 167: 509-517.
- Gosselink, J. G., W. H. Conner, J. W. Day & R. E. Turner. 1981. Classification of wetland resources: land, timber and ecology. - In: B. D. Jackson & J. L. Chambers (eds.) *Timber harvesting in wetlands.* Div. cont. educ., Louisiana State University, Baton Rouge.
- Gough, S. C. 1988. Stream water quality protection using vegetated filterstrips: structure and function related to sediment control. - Master thesis, University of Missouri, Columbia.
- Graf, W. L. 1980. Riparian management: a flood control perspective. - *J. Soil Wat. Conserv.* 35: 158-161.
- Grant, G. E., F. J. Swanson & H. G. Wolman. 1990. Pattern and origin of stepped-bed morphology in high gradient streams, Western Cascades Oregon. - *Geological Soc. Amer. Bull.* 102: 340-352.
- Grant, J. W. A., J. Englert & B. F. Bietz. 1986. Application of a method for assessing the impact of watershed practices: Effects of logging on salmonid standing crops. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 6: 24-31.
- Gray, J. R. A. & J. M. Edington. 1969. Effect of woodland clearance on stream temperature. - *J. Fish. Res. Board Can.* 26: 399-403.

- Graynoth, E. 1979. Effects of logging on stream environments and faunas in Nelson. - *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 13: 79-109.
- Gregory, S. V., G. A. Lamberti, D. C. Erman, K. V. Koski, M. L. Murphy & J. R. Sedell. 1987. Influence of forest practices on aquatic production. p. 233-255. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) *Streamside management: Forestry and fishery interactions*. Univ. Washington, Inst. For. Resour. Contr. 57. 457 p.
- Gregory, S. V., G. A. Lamberti & K. M. S. Moore. 1989. Influence of valley floor landforms on stream ecosystems. p. 3-8. - In: D. L. Abell (ed.) *Protection, management and restoration for the 1990:s*. Proceedings, California riparian systems conference, Sept. 22-24 1988, Davis, California. Gen. Techn. Rep. PSW-110. Pacific Southw. Forest and Range Exp. Stn., Forest service, U.S. Dep. Agric. 544 p.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of Riparian Zones. - *BioScience* 41: 540-551.
- Grette, G. B. 1985. The role of large organic debris in juvenile salmonid rearing habitat in small streams. - M. S. Thesis. University of Washington, Seattle.
- Griffith, M. B. & S. A. Perry. 1991. Leaf pack processing in two Appalachian mountain streams draining catchments with different management histories. - *Hydrobiol.* 220: 247-254.
- Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. - Division of Hydrology, Department of Physical Geography, Univ. Uppsala, UNGI Report No 58. 144 p.
- Groffman, P. M., E. A. Axelrod, J. L. Lemunyon & W. M. Sullivan. 1991. Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. - *J. Env. Qual.* 20: 671-674.
- Growns, I. O. & J. A. Davis. 1991. Comparison of the macroinvertebrate communities in streams in logged and undisturbed catchments 8 years after harvesting. - *Austr. J. Mar. and Freshw. Res.* 42: 689-706.
- Growns, I. O. & J. A. Davis. 1994. Effects of forestry activities (clearfelling) on stream macroinvertebrate fauna in south western Australia. - *Austr. J. Mar. Freshw. Res.* 45: 963-975.
- Guldin, J. M. 1991. Uneven-aged BDq-regulation of Sierra Nevada mixed conifers. - *Western J. Appl. For.* 6: 27-32.
- Gurtz, M. E. & J. B. Wallace. 1984. Substrate mediated response of stream invertebrates to disturbance. - *Ecology* 65: 1556-1569.
- Gurtz, M. E., J. R. Webster & J. B. Wallace. 1980. Seston dynamics in southern Appalachian streams - effects of clearcutting. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 624-631.
- Haefner, J. D. & J. B. Wallace 1981. Shifts in aquatic insect populations in a fir forest southern Appalachian stream following a decade of old field succession. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 353-359.
- Halldén, A., Y. Liliegren & G. Lagerkvist. 1997. Biotopkartering - vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. - Länsstyrelsen i Jönköpings län, Medd. 97:25. 100 p. (In Swedish.)
- Hall, J. D. & L. R. Lantz. 1969. Effects of logging on the habitat of Coho Salmon and Cutthroat trout in coastal streams. p. 355-377. - In: T. G. Northcote (ed.) *Symposium on salmon and trout in streams*. H. R. Macmillans lectures in fisheries, University of British Columbia, Canada.
- Hall, J. D. & C. O. Baker. 1975. Biological impacts of organic debris in Pacific Northwest streams. - In: *Logging debris in streams*, Workshop, Oregon state University, Corvallis, Oregon.
- Hall, J. D., G. W. Brown & R. L. Lantz. 1987. The Alsea watershed study: a retrospective. p. 399-416. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) *Streamside management: Forestry and fishery interactions*. Univ. Washington, Inst. For. Resour. Contr. 57. 457 p.
- Hansman, E. W. 1969. The effects of logging on periphyton communities of coastal streams. - Ph. D. Thesis. Oregon state University, Corvallis, Oregon. 120 p.
- Hansman, E. W. & H. K. Phinney. 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon. - *Ecology* 35: 194-199.
- Hanson, G. C., P. M. Groffman & A. J. Gold. 1994a. Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. - *J. Env. Qual.* 23: 917-922.
- Hanson, G. C., P. M. Groffman & A. J. Gold. 1994b. Symptoms of nitrogen saturation in a riparian wetland. - *Ecol. Appl.* 4: 750-756.
- Harmon, M. E. J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienenkemper, K. Cromack & K. W. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. - *Adv. Ecol. Res.* 15: 133-302.
- Harr, R. D. 1983. Potential for augmenting water yield through forest practices in Western Washington and Western Oregon. - *Water Resour. Bull.* 19: 383-393.
- Harr, R. D. 1986. Effects of clearcutting on rain-on-snow runoff in western Oregon: a new look at old studies. - *Water Resour. Res.* 22: 1095-1100.

- Harr, R. D. & B. A. Coffin. 1992. Influence of timber harvest on rain-on-snow runoff: a mechanism for cumulative watershed effects. p. 455-469. - In: M. E. Jones and A. Laenen (eds.) *Interdisciplinary approaches in hydrology and hydrogeology*. Amer. Inst. Hydrology, Minneapolis.
- Harr, R. D. & F. M. McCorison. 1979. Initial effects of clearcut logging on size and timing of peak flows in a small watershed in western Oregon. - *Water Resour. Res.* 15: 90-94.
- Harr, R. D. & R. L. Fredriksen. 1988. Water quality after logging small watersheds within the Bull run watershed, Oregon, USA. - *Wat. Resour. Bull.* 24: 1103-1111.
- Harris, R. R. 1988. Associations between stream valley geomorphology and riparian vegetation as basis for landscape analysis in the eastern Sierra Nevada, California, USA. - *Env. Mgmt* 12: 219-228.
- Hartman, G. F. 1988. Carnation Creek, 15 years of fisheries - forestry work, bridges from research to management. p. 189-204. - In: T. W. Chamberlin (ed.) *Proceedings of the workshop: applying 15 years of Carnation Creek results*. Pacific Biol. Stn., Carnation Creek, Nanaimo, British Columbia.
- Hartman, G. F. & J. C. Scrivener. 1990. Impacts of forest practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. - *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* No 223.
- Hartman, G. F., J. C. Scrivener, L. B. Holtby & L. Powell. 1987. Some effects of different streamside treatments on physical conditions and fish population processes in Carnation Creek, a coastal rain forest stream in British Columbia. p. 330-372. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) *Streamside management: Forestry and fishery interactions*. Univ. Washington, Inst. For. Resour. Contr. 57. 457 p.
- Haugen, G. & D. Duff. 1982. The best management practices for the management and protection of western riparian stream ecosystems. - *Amer. Fish. Soc., Western Division, Oregon*.
- Hawkins, C. P. & J. R. Sedell. 1981. Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. - *Ecology* 63: 387-397.
- Hawkins, C. P., M. L. Murphy & N. H. Anderson. 1982. Effects of canopy, substrate composition and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. - *Ecology* 63: 1840-1856.
- Hawkins, C. P., M. L. Murphy, N. H. Anderson & M. A. Wilzbach. 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the northwestern United States. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1173-1185.
- Hawkins, C. P., J. L. Kershner, P. A. Bisson, M. D. Bryant, L. M. Decker, S. V. Gregory, D. A. McCullough, C. K. Overton, G. H. Reeves, R. J. Steedman & M. K. Young. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. - *Fisheries* 18: 3-12.
- Haycock, N. E. & T. P. Burt. 1990. Handling excess nitrates. - *Nature* 348: 29.
- Haycock, N. E. & T. P. Burt. 1991. The sensitivity of rivers to nitrate leaching; the effectiveness of near-stream land as nutrient retention zone. p. 261-272. - In: R. J. Allison and D. S. G. Thomas (eds.) *Landscape sensitivity*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Haycock, N. E. & G. Pinay. 1993. Nitrate retention in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. - *J. Env. Qual.* 22: 273-278.
- Haycock, N. E., G. Pinay & C. Walker. 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. - *Ambio* 22: 340-346.
- Hayes, J. C. & T. A. Dillaha. 1992. Vegetative filter strips: I Site, suitability and design. - Paper No. 92-2102. *Amer. Soc. Agric. Eng., St Joseph, Michigan*.
- Hayes, J. C., B. J. Barfield & R. I. Barnhisel. 1979. Filtration of sediment by simulated vegetation. II. Unsteady flow with non-homogenous sediment. - *Trans. Amer. Soc. Agric. Eng.* 22: 1063-1067.
- Heifetz, J., M. L. Murphy & K. V. Koski. 1986. Effects of logging on winter habitat of juvenile salmonids in Alaskan streams. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 6: 52-58.
- Heimann, D. C. 1988. Recruitment trends and physical characteristics of coarse woody debris in Oregon coastal range streams. - M. S. Thesis. Oregon state University, Corvallis, Oregon.
- Hemstrom, M. A. 1989. Integration of riparian data in a geographic information system. p. 17-22. - In: R. E. Gresswell, B. A. Barton & J. L. Kershner (eds.) *Practical approaches to riparian resource management, an educational workshop*. Billings, Montana. U.S. Dep. Interior, Bureau of Land Management, Washington D.C. 193 p.
- Hewlett, J. D. & A. R. Hibbert. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. - In: *International Symposium on Forest Hydrology*. Pergamon Press, Oxford, England. 813 p.
- Hewlett, J. D. & J. C. Fortson. 1982. Stream temperature under an inadequate buffer strip in the southeast Piedmont. - *Water Res. Bull.* 18: 983-988.
- Hewlett, J. D. & R. Doss. 1984. Forests, floods and erosion: a watershed experiment in the southeastern Piedmont. - *For. Sci.* 30: 424-434.

- Hewlett, M. D. 1982. Principles of forest hydrology. - University Georgia Press, Athens, Georgia, USA.
- Hibbert, A. R. 1967. Forest treatment effects on water yield. p. 527-543. - In: W. E. Sopper & H. W. Lull (eds.). Forest hydrology: proceedings, forest hydrology seminar. Pergamon Press, New York.
- Hicks, B. J. & C. Howard-Williams. 1990. Development of guidelines for the management of streamside riparian strips. A joint MAF-DSIR report to the New Zealand Limnological Society on the workshop Criteria for the establishment of riparian strips, Christchurch May 1990. - New Zealand Freshw. Fish. Miscell. Rep. 59.
- Hicks, B. J., R. L. Beschta & D. Harr. 1991a. Long-term changes in streamflow following logging. Western Oregon and associated fisheries implications. - Water Resour. Bull. 27: 217-226.
- Hicks, B. J., J. D. Hall, P. A. Bisson & J. R. Sedell. 1991b. Responses of salmonids to habitat changes. p. 483-518. - In: W. R. Meehan (ed.) Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. 19, Bethesda, Maryland.
- Hirsch, A. & C. A. Segelquist. 1978. Protection and management of riparian ecosystems: activities and views of the U.S. Fish and Wildlife Service. p. 344-352. - In: R. R. Johnson and J. F. McCormack (techn. coords.) Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems. U.S. For. Serv. Gen. Techn. Rep. WO-12.
- Holland, M. M., D. F. Whigham & B. Gopal. 1990. The characteristics of wetland ecotones. p. 171-198 - In: R. J. Naiman and H. Décamps (eds.) The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones. Man and The biosphere series, Vol. 4. UNESCO, Paris. The Parthenon Publ. Group. 303 p.
- Holmes, N. T. H. 1989. British rivers: A working classification. - British Wildlife 1: 20-36.
- Holopainen, A.-L. & P. Huttunen. 1992. Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on the biology of small forest brooks. - Hydrobiologia 243/244: 457-464.
- Holopainen, A.-L., P. Huttunen & M. Ahtiainen. 1991. Effects of forestry practises on water quality and primary productivity in small forest brooks. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 24: 1760-1766.
- Holtby, L. B. 1988. Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 502-515.
- Holtby, L. B. & J. C. Scrivener. 1989. Observed and simulated effects of climatic variability, clear-cut logging, and fishing on the numbers of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) returning to Carnation Creek, British Columbia. - Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 105: 62-81.
- Hornbeck, J. W., R. S. Pierce & C. A. Federer. 1970. Stream flow changes after forest clearing in New England. - Water Resour. Res. 6: 1124-1132.
- Hornbeck, J. W., M. B. Adams, E. S. Corbett, E. S. Verry & J. A. Lynch. 1993. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. - J. Hydrol. 150: 323-344.
- Horton, R. E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. - Geol. Soc. Amer. Bull. 56: 275-370.
- Hostetler, S. W. 1991. Analysis and modelling of long-term stream temperatures on the Steamboat Creek Basin, Oregon: Implications for land use and fish habitat. - Water Resour. Bull. 27: 637-648.
- Howard-Williams, C. 1985. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. - Freshw. Biol. 15: 391-431.
- Howard, W. C., S. Pickmere & J. Davies. 1986. Nutrient retention and processing in New Zealand streams: the influence of riparian vegetation. - New Zeal. Agric. Sci. 20: 11-114.
- Hubbard, R. K. & R. R. Lowrance. 1994. Riparian forest buffer system research at the coastal plain experiment station, Tifton, GA. - Water, Air and Soil Pollut. 77: 409-432.
- Hubert, W. A. & S. H. Anderson. 1986. Research on streamside zones in fish and wildlife ecology. p. 102-104. - In: C. B. Marlow (ed.) Wyoming's water doesn't wait while we debate. Proceedings of Wyoming Water 1986 and Streamside Zone Conference, Laramie, Wyoming.
- Huet, M. 1954. Biologie, profils en long et travers d'eaux courantes. - Bull. Fr. Peche Piscic. 175: 41-53.
- Humpesch U. H. 1985. Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and grayling (*Thymallus thymallus*). - Arch. Hydrobiol. 104: 129-144.
- Hynes, H. B. N. 1970. The ecology of running waters. - Univ. Toronto Press, Toronto. 555 p.
- Hynes, H. B. N. 1974. The biology of polluted waters. - Liverpool University Press, Liverpool. 202 p.

- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 19: 1-15.
- Ice, G. G., R. L. Beschta, R. S. Craig & J. R. Sedell. 1989. Riparian protection rules for Oregon forests. p. 533-536. - In: D. L. Abell (ed.) Protection, management and restoration for the 1990:s. Proceedings, California riparian systems conference, Sept. 22-24 1988. Davis, California. Gen. Techn. Rep. PSW-110, Pacific Southw. Forest and Range Exp. Stn., Forest Service, U.S. Dep. Agric. 544 p.
- Illies, J. & L. Botosaneanu. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. - *Mitt. Internat. Ver. Limnol.* 12: 1-57.
- Iwamoto, R. N., E. O. Salo, M. A. Madej & R. L. McComas. 1978. Sediment and water quality: a review of the literature including a suggested approach for water quality criteria. - *U. S. Environ. Prot. Agen. EPA. Rep.* 910/9-78-048.
- Jacks, G., A. Joelsson & S. Fleischer. 1994. Nitrogen retention in forest wetlands. - *Ambio* 23: 358-362.
- Jacobs, T. C. & J. W. Gilliam. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. - *J. Env. Qual.* 14: 472-478.
- Jansson, M., L. Leonardson & J. Henriksson. 1991. Kväveretention och denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten. - *Naturvårdsverket, Rapport 3901.* (In Swedish.)
- Jansson, M., R. Andersson, H. Berggren & L. Leonardson. 1994a. Wetlands and lakes as nitrogen traps. - *Ambio* 23: 320-325.
- Jansson, M., L. Leonardson & J. Frejes. 1994b. Denitrification and nitrogen retention in a farmland stream in southern Sweden. - *Ambio* 23: 326-331.
- Jaworski, N. A. 1993. The application of the ecotone concept in defining nutrient management requirements for the upper Potomac River basin. - *Hydrobiologia* 251: 341-349.
- Jobling, M. 1981. Temperature tolerance and the final pre-fendrum-rapid methods for the assessment of optimum growth temperatures. - *J. Fish Biol.* 19: 439-455.
- Johnson, A. W. & D. Ryba. 1992. A literature review of recommended buffer widths to maintain various functions of stream riparian areas. - *King County Surface Water Mgmt. Div., Seattle, Washington.*
- Johnson, R. R. & C. W. Lowe. 1985. On the development of riparian ecology. p. 112-116. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.) *Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses.* Proceedings, First North American Riparian Conference, April 16-18 1985. Tucson, Arizona. USDA Forest Service, Gen. Techn. Rep. RM-120. 522 p.
- Johnson, S. W., J. Heifetz & K. V. Koski. 1986. Effects of logging on the abundance and seasonal distribution of juvenile steelhead in some south-eastern Alaska streams. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 6: 532-537.
- Johnstone, C. A., N. E. Detenbeck & G. J. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity: a landscape approach. - *Biogeochemistry* 10: 105-141.
- Jones, J. A. & G. E. Grant. 1996. Peak flow responses to clearcutting and roads in small and large basins, western cascades Oregon. - *Water Resour. Res.* 32: 959-974.
- Jordbruksverket. 1997. Miljöstöd 1997. - *EU-information från Jordbruksverket.* (In Swedish.)
- Junk, W., P. B. Bayley & R. E. Sparks. 1989. The flood-pulse concept in river floodplain systems. p 110-127. - In: D. P. Dodge (ed.) *Proceedings of the international large river symposium (LARS).* Spec. Publ. Can. Fish. Aquat. Sci. 106.
- Jutila, E. 1996. Observations of the effects of humus and sand loading on the survival of brown trout eggs in brooks exposed for forest drainage. - *Abstracts, Forest-fish conference, May 1996, Calgary, Alberta.* Trout Unlimited, Canada.
- Jutila, E., A. Ahvonen, M. Laamanen & J. Koskineniemi. 1998. Adverse impact of forestry on fish and fisheries in stream environments of the Isojoki basin, western Finland. - *Boreal Env. Res.* 3: 395-404.
- Karlström, U. 1978. Environmental factors, detritus and bottom fauna in the Rickleån, a north Swedish forest river. - *Rapport Limnol. Inst., Uppsala Univ.*
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. - *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, J. R. & T. J. Schlosser. 1977. Impact of near stream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota. U.S. - *Env. Prot. Agen. Rep.* 600/3-77-097, Washington DC.
- Karr, J. R. & T. J. Schlosser. 1978. Water resources and the land water interface. - *Science* 201: 229-234.
- Kaushik, N. K. & H. B. N. Hynes. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. - *Arch. Hydrobiol.* 68: 465-515.
- Kazankin, A. P. 1976. Width of forest shelterbelts along mountains streams. - *Lesnoe Khozyaystvo* 1976-10: 38-41. (In Russian with English summary.)

- Keskitalo, J. 1990. Occurrence of vegetated buffer zones along brooks in the catchment area of lake Tuusulanjärvi, south Finland. - *Aqua Fennica* 20: 55-64.
- Kjellberg, G. & H. Willner. 1970. Biotopvård i samband med skogsavverkning. - *Svenskt Fiske* 10: 24-25. (In Swedish.)
- Klemm, D. J. & J. M. Lazorchak (eds). 1994. EMAP-surface waters 1994 - streams pilot field operations and methods manual. - U.S. Env. Prot. Agency, Washington, DC. EPA Publication 620/R-94/004.
- Klock, G. O. 1985. Modelling the cumulative effects of forest practices on downstream aquatic ecosystems. - *J. Soil Water Conserv.* 40: 237-241.
- Knauer, N. & U. Mander 1989. Untersuchung über die filterwirkung verschiedener saumbiotope an gewasser in Schleswig-Holstein 1. Mitteilung: Filterung von stickstoff und phosphor. - *Z. Kulturtechnik und Ladenentwicklung* 30: 365-376.
- Knight, A. W. & R. L. Bottorff. 1981. The importance of riparian vegetation to stream ecosystems. p. 160-167. - In: R. E. Warner & K. M. Hendrix (eds.) *California riparian systems: Ecology, conservation, and productive management*. Sept. 17-19 1981. University of California, Davis.
- Knopf, F. L., R. R. Johnson, T. Rich, F. B. Samson & R. C. Szaro. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. - *Wilson Bulletin* 100: 272-284.
- Koski, K. V., J. Heifetz, J. Johnson, M. Murphy & J. Thedinga. 1984. Evaluation of buffer strips for protection of rearing habitat and implications for enhancements. p. 138-155. - In: T. J. Hassler (ed.) *Proceedings, Pacific Northwest stream habitat management workshop*. California Coop. Fish. Res. Unit, Humbolt State Univ., Arcata.
- Kraus, W. 1994. Uferstreifen- unverzichtbare bestandteile von tallandschaften. - *Z. Kulturtechnik und Ladenentwicklung* 35: 130-139.
- Krause, A. 1977. On the effect of marginal tree rows with respect to the management of small lowland streams. - *Aquatic Botany* 3: 185-192.
- Krause, H. H. 1982. Effect of forest management practices on water quality - a review of Canadian studies. p. 14-29. - In: *Proceedings of the Canadian hydrology symposium 1982 - hydrological processes of forested areas*. Nat. Res. Counc., Fredericton, Canada.
- Krug, A. 1993. Drainage history and land use pattern of a Swedish river system - their importance for understanding nitrogen and phosphorus load. - *Hydrobiologia* 251: 285-296.
- Labroue, L. & G. Pinay. 1986. Epuration naturelle des nitrates des eaux souterraines: possibilités d'application au réaménagement. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 22: 83-88.
- Lachavanne, J.-B. (ed.) 1993. *Biodiversity in Land/Inland water ecotones*. UNESCO-MAB, Paris, France.
- Lagerkvist, G., Y. Liliegren och A. Halldén. 1998. Nyckelbiotoper i rinnande vatten. p. 55-63. - In: G. Persson (ed.). *Sjöar och vattendrag, årsskrift från miljöövervakningen 1996*. Inst. för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), 1998. (In Swedish.)
- Lant, C. L. 1991. Potential of the conservation reserve program to control agricultural surface water pollution. - *Env. Mgmt* 15: 507-518.
- Lantz, R. L. 1971. Influence of water temperature on fish survival, growth and behavior. p. 182-193. - In: J. T. Krygier & J. D. Hall (eds). *Proceedings, Forest land uses and stream environment symposium*. Conf. Educ. Publ. Oregon state University, Corvallis, Oregon.
- Large, A. R. G. & G. E. Petts. 1996. Rehabilitation of river margins. p. 106-123. - In: G. E. Petts and P. Calow (eds) *River restoration*, Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Lee, D., T. A. Dillaha & J. H. Sherrard. 1989. Modeling phosphorus transport in grass buffer strips. - *J. Env. Eng.* 115: 409-427.
- Lee, R. & D. E. Samuel. 1976. Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia. - *J. Env. Qual.* 5: 362-366.
- Leonardson, L. 1990. Anläggning och restaurering av våtmarker. p. 173-249. - In: SOU 1990:95. (In Swedish.)
- Leonardsson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor. Svenska och internationella erfarenheter. - SNV-Rapport 4176. (In Swedish.)
- Leopold, L.B., M. B. Wolman & J. P. Miller. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. W.H. Freeman, San Francisco. 522 p.
- Lienkaemper, G. W. & F. J. Swanson. 1987. Dynamics of large woody debris in streams in old-growth Douglas-fir forests. - *Can. J. For. Res.* 17: 150-156.
- Likens, G. E. 1984. Beyond the shoreline: a watershed-ecosystem approach. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 22: 1-22.
- Likens, G. E., F. H. Bormann, N. M. Johnson, D. W. Fischer & R. S. Pierce. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. - *Ecol. Monogr.* 40: 23-47.
- Liliegren, Y., G. Lagerkvist, A. Halldén & O. Broberg. 1996. Nyckelbiotoper i rinnande vatten - ett system för identifiering av särskilt värdefulla biotoper i och i anslutning till rin-

- nannde vatten. - Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 96:34. 53 p. (In Swedish.)
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom. 1995. Bottenfaunan och skogsbruket. - Skog och Forskning 4/95: 48-58. (In Swedish.)
- Lisle, E. L. 1986. Effects of woody debris on anadromus salmonid habitat, Prince of Wales Island, Southern Alaska. - N. Amer. J. Fish. Mgmt 6: 538-550.
- Long, B. A. 1987. Recruitment and abundance of large woody debris in an Oregon coastal stream. - Master thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 65 p.
- Lotspeich, F. B. 1980. Watersheds as the basic ecosystem: this conceptual framework provides a basis for a natural classification system. - Water Resour. Bull. 16: 581-586.
- Lotspeich, F. B. & W. S. Platts. 1982. An integrated Land-Aquatic classification system. - N. Amer. J. Fish. Manage. 2: 138-149.
- Lowe, R. L., S. W. Golladay & J. R. Webster. 1986. Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clear-cut and forested watersheds. - J. North Amer. Benth. Soc. 5: 221-229.
- Lowrance, R. R., R. L. Todd & L. E. Asmussen. 1983. Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. - Agric. Ecosyst. Env. 10: 371-384.
- Lowrance, R. R., R. L. Todd & L. E. Asmussen. 1984a. Nutrient cycling in a agricultural watershed. I Phreatic movement. - J. Env. Qual. 13: 22-27.
- Lowrance, R. R., R. L. Todd, J. Fail, O. Hendrickson Jr., R. Leonard & L. E. Asmussen. 1984b. Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds. - BioScience 34: 374-377.
- Lowrance, R. R., R. Leonard & J. M. Sheridan. 1985. Managing riparian ecosystems to control non-point pollution. - J. Soil. Water Conserv. 40: 87-91.
- Lowrance, R. R., J. K. Sharpe & J. M. Sheridan. 1986. Long-term sediment deposition in the riparian zone of a coastal plain watershed. - J. Soil. Water Conserv. 41: 266-271.
- Lundin, L. 1994. Impacts of forest drainage on flow regime. - Studia Forestalia Suecica 192. 22 p.
- Lundin, L. 1995. Vattnet i skogsmarken - skogsbrukets effekter på hydrologi och vattenkemi. - Skog och Forskning 4/95: 8-16. (In Swedish.)
- Lyford J. H. & S. V. Gregory. 1975. The dynamics and structure of periphyton communities in three Cascade mountain streams. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 19: 1610-1616.
- Lynch, J. A. & E. S. Corbett. 1990. Evaluation of best management practices for controlling nonpoint pollution from silvicultural operations. - Wat. Resour. Bull. 26: 41-52.
- Lynch, J. A., E. S. Corbett & R. Hoopes. 1977. Implications of forest management practices on the aquatic environment. - Fisheries 2: 16-23.
- Lynch, J. A., G. B. Rishel & E. S. Corbett. 1984. Thermal alteration of streams draining clear-cut watersheds: quantification and biological implications. - Hydrobiologia 111: 161-169.
- Lynch, J. A., E. S. Corbett & K. Mussallem. 1985. Best management practices for controlling nonpoint-source pollution on forest watersheds. - J. Soil. Water Conserv. 40: 164-167.
- Löfroth, M. 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. - Naturvårdsverket, Rapport 3824. 93 p.
- Magette, W. L., R. B. Brinsfield, R. E. Palmer & J. D. Wood, T. A. Dillaha and R. B. Reneau. 1987. Vegetated filter strips for agricultural runoff treatment. - CBS/TRS 2/87, U. S. Environ. Prot. Agen. 125 p.
- Magette, W. L., R. B. Brinsfield, R. E. Palmer & J. D. Wood. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. - Trans. Amer. Soc. Agric. Eng. 32: 663-667.
- Malavoi, J. R. 1989. Typologie des facies d'écoulement ou unites morphodynamiques des cours d'eau a haute energie. - Bull. Fr. Peche Piscic. 315: 189-210.
- Malmi, J. S. 1986. Soujavyöhykkeet maatlouden vesiensuojeiussa - Kirjallisuuskatsaus (Vegetated buffer zones in the water protection of the agriculture - a literature review). - Vesihallituksen monistesarja 415: 1-98. (In Finnish.)
- Mander, U. 1988. Puhvrid veekogudele (Buffer zones to water environments; in Estonia). - Eesti Lodus, Jauli-Augusti 1988. (In Estonian with English summary.)
- Mander, U. 1989. Kompensationsstreifen entlang der ufer und gewässerschutz. - Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten. Schleswig-Holstein, Kiel. 61 p.
- Maridet, L. 1994. La vegetation rivulaire, facteur de controle du fonctionnement ecologique des cours d'eau: influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du massif central. - These de Doctorat, Université de Lyon. 290 p.
- Maridet, L. & Y. Souchon. 1995. Habitat potentiel de la truite fario (*Salmo trutta fario*) dans trois cours d'eau du massif central. - Bull. Fr. Peche Piscic. 336: 1-18. (In French with English summary.)

- Martin, C. W., D. S. Noel & C. A. Federer. 1984. Effects of forest clearcutting in New England on stream chemistry. - J. Env. Qual. 13: 204-210.
- Martin, C. W., D. S. Noel & C. A. Federer. 1985. Clearcutting and the biogeochemistry of streamwater in New England. - J. Forestry 83: 686-689.
- Maser, C., R. F. Tarrant, J. M. Trappe & J. F. Franklin. 1988. From the forest to the sea: a story of fallen trees. - U. S. Forest Service, Gen. Techn. Rep. PNW-GTE-229. Pac. Northwest. For. Range Exp. Stn., Portland, Oregon.
- Mason, C. F., S. M. Macdonald & A. Hussey. 1984. Structure, management and conservation value of the riparian woody plant community. - Biol. Conserv. 29: 201-216.
- Mathias, M. E. & P. Moyle. 1992. Wetland and aquatic habitats. - Agric. Ecosyst. Env. 42: 1-2.
- McDade, M. H. 1987. The source area for coarse woody debris in small streams in western Oregon and Washington. - Master Thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 69 p.
- McDade, M. H., F. J. Swanson, W. A. McKee, J. F. Franklin & J. Van Sickle. 1990. Source distances for coarse woody debris entering small streams in western Oregon and Washington. - Can. J. For. Res. 20: 326-330.
- McGurk, B. J. 1989. Predicting stream temperature after riparian vegetation removal. p. 157-164. - In: D. L. Abell (coord.). Proceedings, California riparian systems conference: Protection, management and restoration for the 1990:s. Sept. 22-24 1988. Davis, California. Gen. Techn. Rep. PSW-110. Pacific Southw. Forest and Range Stn. Forest Service, U.S. Dep. Agric. 544 p.
- Meehan, W. R., F. J. Swanson & J. R. Sedell. 1977. Influences of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular reference to salmonid fishes and their food supply. p. 137-145. - In: Proceedings, importance, preservation and management of riparian habitat. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Stn., Tucson, Arizona.
- Mills, D. H. 1967. A study of trout and young salmon populations in forest streams with a view to management. - Forestry 40: Suppl. 85-90.
- Mills, D. H. 1969. The survival of juvenile Atlantic salmon and brown trout in some Scottish streams. p. 217-228. - In: T. G. Northcote (ed.) Symposium on salmon in trout in streams. H. R. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. Br. C., Vancouver, Canada.
- Minshall, G. W., R. C. Petersen, K. W. Cummins, T. L. Bott, J. R. Sedell, C. E. Cushing & R. C. Vannote. 1983. Interbiome comparisons of stream ecosystem dynamics. - Ecol. Monogr. 53: 1-25.
- Minshall, G. W., K. W. Cummins, R. C. Petersen, C. E. Cushing, D. A. Burns, J. R. Sedell & R. L. Vannote. 1985. Developments in stream ecosystem theory. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1045-1055.
- Mitchell, S. J. 1996. Windthrow hazard assessment and management in riparian areas in coastal British Columbia. - Abstracts, Forest-Fish Conference, May 1996, Calgary, Alberta. Trout Unlimited, Canada.
- Mitsch, W. J. & J. G. Gosselink (eds.) 1986. Wetlands. - Van Nostrand Reinhold, New York.
- Montgomery, J. M. 1976. Forest harvest, residue treatment, reforestation and protection of water quality. - U.S. Env. Prot. Agency. Nat. Techn. Inf. Serv., Springfield. 273 p.
- Moore, K. M. S. & S. V. Gregory. 1989. Summer habitat utilisation and ecology of cutthroat trout fry (*Salmo clarki*) in Cascade Mountain streams. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1921-1930.
- Morgan, R. P. C. 1992. Soil conservation options in the UK. - Soil Use and Management 8: 176-180.
- Moring, J. R. 1975. The Alsea Watershed Study: Effects of logging on the aquatic resources of three headwater streams of the Alsea river, Oregon. Part II - changes in environmental conditions. - Oregon Department of Fish and Wildlife, Corvallis, Oregon, Fish. Res. Rep. 9b. 39 p.
- Moring, J. R. 1981. Changes in population of reticulate sculpins (*Cottus perplexus*) after clear-cut logging as indicated by downstream migrants. - Amer. Midl. Nat. 105: 205-207.
- Moring, J. R. 1982. Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging: an indication of intragravel condition for developing salmonid eggs and alevins. - Hydrobiologia 88: 295-298.
- Moring, J. R. & R. L. Lantz. 1975. The Alsea Watershed Study: Effects of logging on the aquatic resources of three headwater streams of the Alsea river. Part I - Biological studies. - Oregon Department of Fish and Wildlife, Corvallis, Oregon, Fish. Res. Rep. 9a. 66 p.
- Moring, J. R., G. C. Garman & D. M. Mullen. 1985. The value of riparian zones for protecting aquatic systems: general concerns and recent studies in Main. p. 315-319. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.) Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses. Proceedings, First North American Riparian Conference, April 16-18 1985. Tucson, Arizona. USDA Forest Service, Gen. Techn. Rep. RM-120. 522 p.

- Mullen, D. M. & J. R. Moring. 1988. Partial deforestation and short-term autochthonous energy input to a small New England stream. - *Water Resour. Bull.* 24: 1273-1279.
- Munoz-Carpena, R., J. E. Parsons & J. W. Gilliam. 1993. Numerical approach to the overland flow process in vegetative filter strips. - *Trans. Amer. Soc. Agric. Eng.* 36: 761-770.
- Murphy, M. L. 1979. Predator assemblages in old-growth and logged sections of small Cascade streams. - Master Thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Murphy, M. L. 1989. Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 9: 427-436.
- Murphy, M. L. & J. D. Hall. 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams on the Cascade Mountains, Oregon. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 137-145.
- Murphy, M. L. & K. V. Koski. 1989. Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt* 9: 427-436.
- Murphy, M. L. & W. R. Meehan. 1991. Stream ecosystems. p. 17-46. - In: W. R. Meehan (ed.) *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitat.* Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. 19, Bethesda.
- Murphy, M. L., C. P. Hawkins & N. H. Anderson. 1981. Effects of canopy modifications and accumulated sediment on stream communities. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 100: 469-478.
- Murphy, M. L., K. V. Koski, J. Heifetz, S. W. Johnson, D. Kirchhofer & J. F. Thedinga. 1984. Role of large organic debris as winterhabitat for salmonids in Alaskan streams. - *Proceedings, Annual Conf. Western Assoc. Fish and Wildl. Agen.* 64: 251-262.
- Murphy, M. L., J. Heifetz, S. W. Johnson & K. V. Koski. 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan stream. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1521-1533.
- Murphy, M. L., J. M. Lorenz, J. Heifetz, J. F. Thedinga, K. V. Koski & S. W. Johnson. 1987. The relationship between stream classification, fish and habitat in southeast Alaska. - *U.S. For. Serv., Alaska region, Wildl. and Habitat Management, Note 12.*, Juneau, Alaska.
- Muscutt, A. D., G. L. Harris, S. W. Bailey & D. B. Davies. 1993. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. - *Agric. Ecosyst. Env.* 45: 59-77.
- Möller, J. 1984. *Dikning i Skåne.* - *Ale* 2: 14-28. (In Swedish.)
- Naiman, R. J. & J. R. Sedell. 1980. Relationships between metabolic parameters and stream order in Oregon. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 834-847.
- Naiman, R. J. & H. Décamps (eds). 1990. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.* - *Man and Biosphere Serie Vol 4 UNESCO and the Parthenon publishing, group, Paris.* 305 p.
- Naiman, R. J., H. Décamps, J. Pastor & C. A. Johnston. 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. - *J. North Amer. Benth. Soc.* 7: 289-306.
- Naiman, R. J., T. J. Beechie, L. E. Benda, D. R. Berg, P. A. Bisson, L. H. MacDonald, M. D. O'Connor, P. L. Olson & E. A. Steel. 1992a. *Fundamental elements of ecological healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion.* p. 127-189. - In: R. J. Naiman (ed.) *Watershed management - balancing sustainability and environmental change.* Springer Verlag, New York. 525 p.
- Naiman, R. J., D. G. Lonzarich, T. J. Beechie & S. C. Ralph. 1992b. *General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers.* p. 93-123. - In: P. J. Boon, P. Calow and G. E. Petts (eds.) *River conservation and management.* John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England.
- Naiman, R. J., H. Décamps & M. Pollock. 1993. *The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity.* - *Ecol. Appl.* 3: 209-212.
- Nakamura, F. & T. Dokai. 1989. Estimation of the effect of riparian forest on stream temperature based on heat budget. - *J. Japanese Forestry Soc.* 71: 387-394.
- National Research Council. 1992. *U. S. Committee on restoration of aquatic ecosystems-science, technology and public policy. Restoration of aquatic ecosystems.* National Academy Press, Washington, DC.
- Naturvårdsverket. 1995. *Biotopskydd.* - *Allmänna råd* 95: 4. 102 p. (In Swedish.)
- Newbold, J. D., D. C. Erman & K. B. Roby. 1980. *Effects of logging on macro invertebrates in streams with and without bufferstrips.* - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1076-1085.
- Newbold, J. D., P. J. Mulholland, J. W. Elwood & R. V. O'Neill. 1982. *Organic carbon spiralling in stream ecosystems.* - *Oikos* 38: 266-272.
- Nebcher, A. V. & A. E. Lemke. 1968. *Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to heated waters.* - *J. Kansas Entom. Soc.* 41: 413-418.
- Nilsson, C. 1984. *Kriterier för biologisk värdering av natur från skyddssynpunkt.* - *Statens Naturvårdsverk Rapport, SNV PM 1881.* 55 p. (In Swedish.)

- Nilsson, C. 1987. Distribution of stream edge vegetation along a gradient of current velocity. - *J. Ecol.* 75: 513-522.
- Nilsson, C. 1992. Conservation management of riparian communities. p. 352-372 - In: L. Hanson (ed.) *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier, London.
- Nilsson, C., G. Grelsson, M. Johansson & U. Sprens. 1989. Patterns of species richness along riverbanks. - *Ecology* 70: 77-84.
- Nixon, S. W. & V. Lee. 1986. Wetlands and water quality: a regional view of recent research in the United States on the role of freshwater and saltwater wetlands as sources, sinks and transformers of nitrogen, phosphorus and various heavy metals. - *Techn. Rep. Y-86-2*. US Army Corps Eng., Vicksburg, Mississippi. 229 p.
- Noel, D. S., C. W. Martin & C. A. Federer. 1986. Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. - *Env. Mgmt* 10: 661-670.
- Novitzki, R. P. 1985. The effects of lakes and wetlands on flood flows and base flows in selected northern and eastern states. - In: *Proceedings, Wetland Conference, Chesapeake Environmental Law Inst., Washington DC*.
- O'Connor, M. D. & R. R. Ziemer. 1989. Coarse woody debris ecology in a second growth *Sequoia sempervirens* forest stream. p. 165-171. - In: D. L. Abell (coord.) *Proceedings, California riparian systems conference: Protection, management and restoration for the 1990:s*. Sept. 22-24 1988. Davis, California. *Gen. Techn. Rep. PSW-110*. Pacific Southw. Forest and Range Stn. Forest Service, U.S. Dep. Agric. 544 p.
- O'Grady, M. F. 1993. Initial observations on the effects of varying levels of deciduous bankside vegetation on salmonid stocks in Irish waters. - *Aquacult. Fish. Mgmt* 24: 563-573.
- O'Hop, J., J. B. Wallace & J. D. Haefner 1984. Production of a stream shredder, *Peltoperla maria* (Plecoptera: Peltoperlidae) in disturbed and undisturbed hardwood catchments. - *Freshw. Biol.* 14: 13-21.
- Oliver, C. D. & T. M. Hinkley. 1987. Species, stand structure and silvicultural manipulation patterns for the streamside zones. p. 257-276. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) *Streamside management: forestry and fishery interactions*. University of Washington, Institute of Forest Resources, Contribution 57, Seattle, Washington. 457 p.
- O'Loughlin, E. M. 1986. Prediction of surface saturation zones in natural catchments by topographic analysis. - *Wat. Resour. Res.* 22: 794-804.
- O'Loughlin, E. M., D. L. Short & W. R. Daves. 1989. Modelling the hydrological response of catchments to land use change. p. 335-340. - In: *Proceedings, Hydrology and water resources*. 28-30 Nov. 1988, Christchurch, New Zealand. *Inst. Eng. Nat. Conf. Publ.* 89/19.
- Olsson, T. 1995. Skuggade vatten har rikare fauna. - *Skog och forskning* 4/95: 24-31. (In Swedish.)
- Olsson, T. & B. G. Persson. 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). - *Arch. Hydrobiol.* 113: 621-627.
- Omernik, J. M., A. R. Abernathy & L. M. Male. 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. - *J. Soil Water Conserv.* 36: 227-231.
- Ormerod, S. J., S. D. Rundle, E. C. Lloyd & A. A. Douglas. 1993. The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests. - *J. Appl. Ecol.* 30: 13-24.
- Osborn, L. L. & D. A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. - *Freshw. Biol.* 29: 243-258.
- Otto, A. & U. Braukman. 1983. Gewässertypologie im ländlichen raum. *Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*. - Reihe A: *Angewandte Wissenschaft Heft 288*: 1-61, Landwirtschaftsverlag, Munster.
- Palme, U. 1991. Våtmarker som kvävefällor i Marks kommun - Bakgrund och åtgärdsförslag. Marks kommun, Miljö och Mark 1991:4. 60 p. (In Swedish.)
- Patton, D. R. 1973. A literature review of timber-harvesting effects on stream temperatures: Research needs for the southwest. - *U.S. Dep. Agric. For. Serv. Res., Note RM-249*. 4 p.
- Patric, J. H. & G. M. Aubertin. 1977. Long term effects of repeated logging on an Appalachian stream. - *J. Forestry.* 75: 492-494.
- Pautou, G. & H. Décamps. 1989. Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the upper Rhone. - *Arch. Hydrobiol.* 104: 13-37.
- Peterjohn, W. T. & D. L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in a agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. - *Ecology* 65: 1466-1475.
- Peterjohn, W. T. & D. L. Correll. 1986. The effect of riparian forest on the volume and chemical composition of base flow in an agricultural watershed. p. 244-262. - In: D. L. Correll (ed.) *Watershed research perspectives*. Smithsonian Inst. press. Washington, DC.

- Petersen, Jr. R. C., B. L. Madsen, M. A. Wilzbach, C. H. D. Magadza, A. Paarlberg, A. Kullberg & K. W. Cummins. 1987. Stream management: emerging global similarities. - *Ambio* 16: 166-179.
- Petersen, Jr. R. C., L. B.-M. Petersen & J. O. Lacoursiere. 1990. Restoration of lowland streams: the building block model. - *Vatten* 46: 244-249.
- Petersen, Jr. R. C., L. B.-M. Petersen & J. Lacoursier. 1992. A building-block model for stream restoration. p. 293-309. - In: P. J. Boon, P. Calow & G. E. Petts (eds.) *River conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd, New York. 470 p.
- Petts, G. E. 1990. The role of ecotones in aquatic landscape management. p. 227-261. - In: R. J. Naiman & H. Décamps (eds.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and Biosphere Serie Vol. 4. UNESCO and the Parthenon publishing group, Paris. 305 p.
- Phillips, J. D. 1989a. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. - *J. Hydrol. (Amsterdam)* 107: 133-145.
- Phillips, J. D. 1989b. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. - *J. Hydrol. (Amsterdam)* 110: 221-237.
- Phillips, R. W. 1971. Effects of sediment on the gravel environment and fish production. p. ?? - In: J. T. Krygier & J. D. Hall (eds.) *Proceedings of a symposium: Forest and land use and stream environment, Oct 19-21 1970*. Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Phinney, D. E., M. S. Deusen, S. M. Keller & P. A. Knudsen. 1989. A new approach to riparian management in Washington state. p. 11-16. - In: R. E. Gresswell, B. A. Barton & J. L. Kershner (eds.) *Practical approaches to riparian resource management, an educational workshop*. U.S. Bureau of Land Management, Billings, Montana. 193 p.
- Piégay, H. & L. Maridet. 1995. Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles. - *Bull. Fr. Peche Piscic.* 333: 125-147. (English summary.)
- Pinay, G. & H. Décamps. 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: A conceptual model. - *Regul. Rivers Res. Mgmt* 2: 507-516.
- Pinay, G., H. Décamps, E. Chauvet & E. Fustec. 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. p. 141-169. - In: R. J. Naiman and H. Décamps (eds.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and Biosphere Serie Vol. 4. UNESCO and the Parthenon publishing group, Paris. 305 p.
- Platts, W. S. 1979. Relationship among stream order, fish populations and aquatic geomorphology in an Idaho river drainage. - *Fisheries* 4: 5-9.
- Platts, W. S. 1991. Livestock grazing. p. 389-423. - In: W. R. Meehan (ed.) *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats*. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 19, Bethesda, Maryland.
- Platts, W. S. & J. N. Rinne. 1985. Riparian and stream enhancement management and research in the Rocky Mountains. - *North Amer. J. Fish Mgmt* 5: 115-125.
- Platts, W. S. & R. L. Nelson. 1989. Stream canopy and its relationship to salmonid biomass in the Intermountain West. - *North. Amer. J. Fish. Mgmt* 9: 446-457.
- Platts, W. S., C. Armour, G. D. Booth, M. Bryant, J. L. Buffors, P. Cuplin, S. Jensen, G. W. Lienkaemper, G. W. Minshall, S. B. Monsen, R. L. Nelson, J. R. Sedell & J. S. Tuhy. 1987. Methods for evaluating riparian habitats with applications to management. - U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Techn. Rep. INT-221. 176 p.
- Potts, D. F. & B. K. M. Anderson. 1990. Organic debris and the management of small stream channels. - *West. J. Appl. For.* 5: 25-28.
- Prato, T. & H. Shi. 1990. A comparison of erosion and water pollution control strategies for an agricultural watershed. - *Water Resour. Res.* 26: 199-205.
- Preston, E. M. & B. L. Bedford. 1988. Evaluating cumulative effects on wetland functions: A conceptual overview and generic framework. - *Env. Mgmt* 12: 565-583.
- Quinn, J. M. & C. W. Hickey. 1990. Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. - *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 24: 411-427.
- Rabeni, C. F. 1991. Buffer zones for riparian zone management: a literature review. - Corps Engin. Dep. Army, New England Division, Waltham, Massachusetts.
- Rabon, M. W. & R. Weyrick. 1989. Management of the riparian zone to maximize accumulation of large woody debris in streams. p. 183-189. - In: *Proceedings of Forest and Wildlife Management in New England: What can we afford?* Univ. Maine, Portland. College of Forest Resour. Rep. No 36.
- Raedeke, K. J. (ed.) 1988. *Streamside management: riparian wildlife and forestry interactions*. - Inst. For. Resour. Univ. Washington, Contr. 59. Seattle.
- Ralph, S. C., G. C. Poole, L. L. Conquest and R. J. Naiman. 1994. Stream channel morphology and woody debris in logged and unlogged ba-

- sins of western Washington. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 37-51.
- Ramberg, L. 1976. Effects of forestry operations on aquatic ecosystems. - *Ecol. Bull.* 21: 143-149.
- Rask, M., L. Arvola & K. Salonen. 1993. Effects of catchment deforestation and burning on the limnology of a small forest lake in southern Finland. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 525-528.
- Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. - *Science* 228: 1424-1426.
- Richardson, C. J. & P. E. Marshall. 1986. Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in a fen peatland. - *Ecol. Monogr.* 56: 279-302.
- Richmond, A. D. & K. D. Fausch. 1995. Characteristics and function of large woody debris in mountain streams of northern Colorado. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1789-1802.
- Ringler, N. H. & J. D. Hall. 1975. Effects on logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 104: 111-121.
- Rishel, G. B., J. A. Lynch & E. S. Corbett. 1982. Seasonal stream temperature changes following forest harvesting. - *J. Env. Qual.* 11: 112-116.
- Risser, P. G. 1990. The ecological importance of land-water ecotones. p. 7-19. - In: R. J. Naiman & H. Décamps (eds.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Man and Biosphere Serie Vol. 4.* UNESCO and the Parthenon publishing group, Paris. 305 p.
- Roberts, M. E. & D. B. James. 1972. Some effects of forest cover on nutrient cycling and river temperature. - In: J.A. Taylor (ed.) *Research papers in forest meteorology.* Cambrian News, Abarystwyth, Wales.
- Robinson, A. 1995. Small and seasonal does not mean insignificant: Why it's worth standing up for tiny and temporary wetlands. - *J. Soil and Water Conserv.* 50: 586-590.
- Robison, E. G. & R. L. Beschta 1990a. characteristics of coarse woody debris for several coastal streams of southeast Alaska, USA. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1684-1693.
- Robison, E. G. & R. L. Beschta. 1990b. Identifying trees in riparian areas that can provide coarse woody debris to streams. - *Forest Sci.* 36: 790-801.
- Rosen, K. 1982. Supply, Loss and Distribution of nutrients i three coniferous forest watersheds in central Sweden. - *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära* 41, Institutionen för skoglig marklära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. 70 p.
- Rosen, K. 1984. Effect of clear-felling on runoff in two small watersheds in central Sweden. - *Forest Ecol. Mgmt* 9: 267-281.
- Rosgen, D. L. 1985. A stream classification system. p. 91-95 - In: *Proceedings, Riparian ecosystems and their management.: Reconciling conflicting uses - First North American riparian conference.* Tucson, Arizona, April 1985. US Dep. Agric. For. Serv. Gen. Techn. Rep. RM 120.
- Ross, J. W. & S. L. Massey. 1988. Riparian area management: principles, politics, and practices. p. 526-529. - In: D. L. Abell (coord.) *Proceedings, California riparian systems conference: Protection, management and restoration for the 1990:s.* Sept. 22-24 1988. Davis, California. Gen. Techn. Rep PSW-110. Pacific Southw. Forest and Range Stn. Forest Service, U.S. Dep. Agric.. 544 p.
- Salo, E. O. & T. W. Cundy. 1987. Streamside management: forestry and fishery interactions. - *University of Washington, Institute of Forest Resources Contribution* 57, Seattle. 457 p.
- Samuelsson, J., L. Gustafsson & T. Ingelög. 1994. Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. - *Databanken för hotade arter, Sveriges Lantbruksuniversitet.* Rapport 4306, Naturvårdsverket.
- SCB. 1997. Rödlistade växt- och djurarter. - Na 55 SM 9701, Statistiska meddelanden, Statistiska Centralbyrån. (In Swedish.)
- SCB. 1998. Miljötilståndet i sjöar och vattendrag. Na 39 SM 9801, Statistiska meddelanden, Statistiska Centralbyrån. 84 p. (In Swedish.)
- Schellinger, G. R. & J. C. Clausen. 1992. Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions. - *J. Env. Qual.* 21: 40-45.
- Schloss, A. J. 1985. A predictive model for estimating maximum summer temperatures in western Oregon. - *Techn. Note* 370. Bureau of land management. US Dep. of Interior, Denver, Colorado.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. - *BioScience* 41: 704-712.
- Schlosser, I. J. & J. R. Karr. 1981a. Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during base flow. - *Water Resour. Bull.* 17: 233-240.
- Schlosser, I. J. & J. R. Karr. 1981b. Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. - *Env. Mgmt* 5: 233-243.
- Schnabel, R. R. 1986. Nitrate in a small stream as affected by chemical and hydrological interactions in the riparian zone. p. 263-282 - In: D. L. Correll (ed.) *Watershed research perspectives.* Smithsonian Inst. press. Washington, DC.

- Scrivener, J. C. & B. C. Andersen. 1984. Logging impacts and some mechanisms that determine the size of spring and summer populations of Coho Salmon fry (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1097-1105.
- Scrivener, J. C. & M. J. Brownlee. 1989. Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 681-696.
- Schumm, S. A. 1977. The fluvial system. - John Wiley & Sons, New York, 338 p.
- Sedell, J. R. & J. L. Froggatt. 1984. Importance of streamside forests to large rivers: The isolation of the Willamette River, Oregon (USA), from its flood plain by snagging and streamside forest removal. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 22: 1828-1834.
- Sedell, J. R., F. J. Swanson & S. V. Gregory. 1984. Evaluating fish response to woody debris. p. 222-245. - In: T.J. Hassler (ed.) Proceedings, Pacific Northwest stream habitat management workshop, California Coop. Fish. Res. Unit, Humboldt State University, Arcata, California.
- Sedell, J. R., P. A. Bisson, F. J. Swanson & S. V. Gregory. 1988. What we know about large trees that fall into streams and rivers. p. 47-81. - In: U.S. Dep. Agric. Forest Serv. Gen. Techn. Rep. PNW-229.
- Sedell, J. R., G. H. Reeves & F. H. Everest. 1989a. Recouping our habitat losses with a riparian vegetation strategy. p. 30-39. - In: D. Guthrie (ed.) Proceedings, Wild Trout, Steelhead and Salmon in The 21st Century. Portland, Oregon.
- Sedell, J. R., F. H. Everest & D. R. Gibbons. 1989b. Streamside vegetation management for aquatic habitat. p. 115-125. - In: Proceedings, National silvicultural workshop-silviculture for all resources. U.S. Forest Serv., Timber Mgmt., Washington DC.
- Sedgwick, J. A. & F. L. Knopf. 1991. Prescribed grazing as a secondary impact in a western riparian floodplain. - J. Range Mgmt 44: 369-373.
- Seuna, P. 1982. Influence of forest draining on the runoff and sediment discharge in the Ylijoki basin, north Finland. - Aqua Fenn. 12: 3-16.
- Seuna, P. 1988. Hydrological effects of clear-cutting and drainage in the Nurmes study. p. 122-134. - In: Proceedings, Internat. Symp. Hydrology of Wetlands in temperate and cold regions, 6-8 June 1988. Joensuu, Finland. Publ. Acad. Finland, No 4/1988.
- Sevendson, L. M. 1992. Dynamics of phosphorus organic nitrogen and organic matter in water courses. - Ph. D. Thesis, Nat. Environ. Res. Inst., Denmark.
- Sharpley, A. P. & J. K. Syers. 1981. Amounts and relative significance of runoff types in the transport of nitrogen into a stream draining an agricultural watershed. - Water, Air Soil Pollut. 15: 299-308.
- Sharpley, A. P. & S. J. Smith. 1990. Phosphorus transport in agricultural runoff: the role of soil erosion. p. 351-366. - In: J Boardman, I. D. L. Foster and J. A. Dearing (eds.) Soil erosion on agricultural land. John Wiley and Sons Ltd., New York.
- Shortreed, K. S. & J. G. Stockner. 1983. Periphyton biomass and species composition in a coastal rainforest stream in British Columbia: effects of environmental changes caused by logging. - Can. J. Fish Aquat. Sci. 40: 1887-1895.
- Shields, F. D., S. S. Knight & C. M. Cooper. 1994. Effects of channel incision on base flow stream habitats and fishes. - Environ. Mgmt 18: 43-57.
- Shirvell, C. S. 1990. Role of instream rootwads as juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*O. mykiss*) cover habitat under varying streamflows. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 852-861.
- Silsbee, D. G. & G. L. Larson. 1983. A comparison of streams in logged and unlogged areas of Great Smokey Mountains National Park. - Hydrobiologia 102: 99-111.
- Simmons, R. C., A. J. Gold & P. M. Groffman. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. - J. Env. Qual. 21: 659-665.
- Simonsson, P. (ed.). 1986. Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser: Slutrapport från ett projektområde. - Naturvårdsverket, Rapport 3270 (In Swedish with English Summary). 196 p.
- Skogsstyrelsen. 1993. Nyckelbiotoper i skogen. - Informationshäfte. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. 24 p. (In Swedish.)
- Skogsstyrelsen. 1994a. Biotopskydd. 21§ Naturvårdslagen. - Informationshäfte, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. 16 p. (In Swedish.)
- Skogsstyrelsen. 1994b. Hänsyn till natur- och kulturmiljö vid skogsbruk. 30 § Naturvårdslagen. - Informationshäfte, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. (In Swedish.)
- Skogsstyrelsen. 1999. Nyckelbiotopsinventering 1993-1998, slutrapport. - Skogsstyrelsen. Meddelande 1: 1999. 35 p.
- Smith, B. D. 1980. The effects of afforestation on the trout of a small stream in southern Scotland. - Fish. Mgmt 11: 39-58.

- Smith, C. M. 1987. Sediment, phosphorus and nitrogen in channelised surface run-off from a New Zealand pastoral catchment. - *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 21: 627-639.
- Smith, C. M. 1992. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments. - *J. Env. Qual.* 21: 237-245.
- Smith, G. R. T. 1988. The interaction of light, climate and autotrophic production in afforested streams. - Master of Science Thesis, University of Wales, Aberystwyth, Wales.
- Smock, L. A., G. M. Metzler & J. E. Gladden. 1989. Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. - *Ecology* 70: 764-775.
- SNV. 1989. Handbok, Naturinventering av sjöar och vattendrag. - Naturvårdsverket Informerar. (In Swedish.)
- Speaker, R., K. Moore & S. Gregory. 1984. Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 22: 1835-1841.
- Statzner, B., J. A. Gore & V. H. Resh. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. - *J. North Amer. Bent. Soc.* 7: 307-360.
- Stauffer, D. F. & L. B. Best. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. - *J. Wildl. Mgmt.* 44: 1-15.
- Steedman, R. J. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 492-501.
- Steinblums, I. J. & A. A. Leven. 1985. Riparian area management in the Pacific southwest region. p. 507-509. - In: R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Paton, P. F. Ffolliott & R. H. Hamre (eds.) *Proceedings, Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses. Proceedings, First North American Riparian Conference, April 16-18 1985. Tucson, Arizona. US Dep Agric. Forest Service. Gen. Techn. Rep. RM-120.* 522 p.
- Steinblums, I. J., H. A. Froehlich & J. K. Lyons. 1984. Designing stable buffer strips for stream protection. - *J. Forestry* 82: 49-52.
- Steinman, A. D. & C. D. McIntire. 1987. Effects of irradiance on the community structure and biomass of algal assemblages in laboratory streams. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1640-1648.
- Stockner, J. G. & K. R. S. Shortreed. 1976. Autotrophic production in Carnation Creek, a coastal rain forest stream on Vancouver Island, British Columbia. - *J. Fish. Res. Board Can.* 33: 1553-1563.
- Stout III, B. M., E. F. Benfield & J. R. Webster. 1993. Effects of a forest disturbance on shredder production in southern Appalachian headwater streams. - *Freshw. Biol.* 29: 59-69.
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. - *Trans. Amer. Geophys. Union* 38: 913-920.
- Stromberg, J. C. & D. T. Patton. 1990. Riparian vegetation instream flow requirements: A case study from a diverted stream in the Eastern Sierra Nevada, California. - *Env. Mgmt* 14: 185-194.
- Ståhl, P. 1993. Urval och värdering av skyddsvärda vattendrag. - Länsstyrelsen i Gävleborg 1992: 8. (In Swedish.)
- Sullivan, K. 1986. Hydraulics and fish habitat in relation to channel morphology. - Ph. D. Dissertation, John Hopkins University, Baltimore, Maryland.
- Sullivan, K., T. E. Lisle, C. A. Dolloff, G. E. Grant & L. M. Reid. 1987. Stream channels: the link between forests and fishes. p. 39-97 - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) *Streamside management: Forestry and fishery interactions. Univ. Washington, Inst. For. Resour. Contr.* 57, Seattle. 457 p.
- Swank, G. W. 1990. Streamside management units in the Pacific Northwest. - *For. Ecol. Mgmt* 33-34: 419-424.
- Swanson, F. J. & G. W. Lienkaemper. 1978. Physical consequences of large organic debris in Pacific Northwest stream. - U.S. Dep. Agric. Forest Serv. Pacific Northw. forest and range exp. stn., Gen. Techn. Rep. PNW-69, Portland, Oregon.
- Swanson, F. J. & J. F. Franklin. 1992. New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific Northwest forests. - *Ecol. Appl.* 2: 262-274.
- Swanson, F. J., G. W. Lienkaemper & J. R. Sedell. 1976. History, physical effects, and management implications of large organic debris in westwern Oregon streams. - U. S. Forest Service General Technical Report PNW-56.
- Swanson, F. J., S. V. Gregory, J. R. Sedell & A. G. Campell 1982. Land-water interactions: the riparian zone. p. 267-291. - In: R. L. Edmonds (ed.) *Analysis of coniferous forest ecosystems in the Western United States. US/IBP Synthesis Series 14. Hutchinson and Ross Publ. Co., Stroudsburg (USA).*
- Swanson, F. J., M. D. Bryant, G. W. Lienkaemper & J. R. Sedell. 1984. Organic debris in small streams, Prince of Wales Island, southeast Alaska. - U. S. Forest Service General Technical Report, PNW-166.

- Swanson, F. J., L. E. Benda, S. H. Duncan, G. E. Grant, W. F. Megahan, L. M. Reid & R. R. Ziemer. 1987. Mass failures and other processes of sediment production in Pacific northwest forest landscapes. p 9-38. - In: E. O. Salo & T. W. Cundy (eds.) Streamside management: forestry and fishery interactions. Univ. Washington, Inst. For. Resour. Contr. 57, Seattle. 457 p.
- Swanson, F. J., T. K. Kratz, N. Caine & R. G. Woodmasee. 1988. Landform effects on ecosystem patterns and processes. - *Bioscience* 38: 92-98.
- Swanson, S. 1989. Priorities for riparian management. *Rangelands* 11: 228-231.
- Swanson, S., R. Miles, S. Leonard & K. Genz. 1988. Classifying rangeland riparian areas. The Nevada task force approach. - *J. Soil. Water Conserv.* 43: 259-263.
- Sweeney, B. W. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North America. - *Proc. Acad. Natur. Sci. Phila.* 144: 291-340.
- Sweeney, B. W. & R. L. Vannote. 1986. Growth and production of stream stonefly: Influences of diet and temperature. - *Ecology* 67: 1396-1410.
- Swift, B. L. 1984. Status of riparian ecosystems in the United States. - *Water Resour. Bull.* 20: 223-228.
- Swift, L. W. & J. B. Messer. 1971. Forest cutting raise temperature of small streams in the southern Appalachians. - *J. Soil Water Conserv.* 26: 111-116.
- Swift, L. W. & S. E. Baker. 1973. Lower water temperatures within a streamside buffer strip. - U.S. Dep. Agric. For. Serv., Southeast for. exp. stn., Note SE-193. 7 p.
- Syversen, N. 1994. Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in southern Norway. p. 70-74. - In: R. Persson (ed.) Proceedings of the NJF-seminar; Agrohydrology and nutrient balances. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Tansley, A. G. 1935. The use and misuse of vegetational terms and concepts. - *Ecology* 16: 284-307.
- Tebo, L. B. 1955. Effects of siltation resulting from improper logging on the bottomfauna of a small trout stream in the southern Appalachians. - *Progr. Fish-Cult.* 17: 64-70.
- Thedinga, J. F., M. L. Murphy, J. Heifetz, K. V. Koski & S. W. Johnson. 1989. Effects of logging on size and age composition of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and density of presmolts in southeast Alaska streams. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1383-1391.
- Theorin, B. 1988. Värdering av sjöar och vattendrag i den vetenskapliga naturvården. - Statens Naturvårdsverk Rapport 3439. 78 p. (In Swedish.)
- Tim, U. S. & R. Jolly. 1994. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/water quality model. - *J. Environ. Qual.* 23: 25-35.
- Toth, S. 1996. Watershed analysis as a tool for landscape management, monitoring and restoration. - Abstracts, Forest-fish conference, May 1996, Calgary, Alberta. Trout Unlimited, Canada.
- Trettin, C. C., W. M. Aust & J. Wisniewski. 1994. Wetlands of the interior southeastern United States. - *Water, Air Soil Pollut.* 77: 199-555.
- Trimble, G. R. & R. S. Sartz. 1957. How far from a stream should a logging road be located? - *J. Forestry* 55: 339-341.
- Triska, F. J. 1984. The role of wood debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions: a historical case study. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 22: 1876-1892.
- Triska, F. J., J. R. Sedell & B. Buckley. 1975. The processing of conifer and hardwood leaves in two coniferous forest streams. II Biochemical and nutrient changes. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 19: 1628-1639.
- Triska, F. J., J. R. Sedell & S. V. Gregory. 1982. Coniferous forested streams. p. 292-332. - In: R. L. Edmonds (ed.) Analysis of coniferous forest ecosystems in the Western United States. US/IBP synthesis Series 14, Hutchinson-Ross Publishing Company, Stroudsbury.
- Tschapinski, P. J. 1996. The effects of logging, climate variation and ocean conditions on salmonid populations of Carnation Creek, Vancouver Island, British Columbia. - Proceedings, Forest-fish conference, May 1996, Calgary, Alberta. Trout Unlimited, Canada.
- Tschapinski, P. J. & G. F. Hartman. 1983. Winter Distribution of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) before and after logging in Carnation Creek, British Columbia, and some implications for over winter survival. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 452-461.
- U.S. Dep. Agric. For. Serv. 1980. Riparian areas. Amendment 26. - For. Serv. Man. 2526. USDA Forest Service, Washington.
- U.S. Dep. Agric. For. Serv. 1983. Alaska regional guide report No 126. - USDA Forest Service, Alaska. 112 p.
- U.S. Dep. Agric. For. Serv. 1985a. Watershed management. Forest Service Handbook. - USDA Forest Service, Washington.

- U.S. Dep. Agric. For. Serv. 1985b. Stream protection - streamside management zones. R-5 Supplement 36. - For. Serv. Man. 2521. USDA Forest Service, San Francisco, California.
- U.S. Dep. Agric. For. Serv. 1985c. R-5 Supplement 36. - For. Serv. Man. 2526. USDA Forest Service, San Francisco, California.
- U.S. Department of the Army. 1991. Buffer strips for riparian zone management: a literature review. - Dep. Army Corps Eng. Vermont, USA.
- Uusi-Kämpä, J. & T. Yläntä. 1992. Reduction of sediment, phosphorus and nitrogen transport on vegetated buffer strips. - Agric. Sci. (Finland) 1: 569-575.
- Vannote, R. L. & B. W. Sweeney. 1980. Geographical analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. - Amer. Nat. 115: 667-695
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river Continuum concept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- Van Sickle, J. & S. V. Gregory. 1990. Modelling inputs of large woody debris to streams from falling trees. - Can. J. Forest Res. 20: 1593-1601.
- Victorian Government. 1989. Code of forest practices for timber production. Revision No 1, May 1989. - Dep. Conserv., Forest and lands, Melbourne, Victoria.
- Vegeågruppen. 1992. Vegeåprojektet. - Länsstyrelserna i Kristianstad och Malmöhus län. Medd. April 1992. (In Swedish.)
- Verry E. S. & D. R. Timmons. 1982. Waterborne nutrient flow through an upland-peatland watershed in Minnesota. - Ecology 63: 1456-1467.
- Vought, L. B.-M., J. O. Lacoursiere & N. J. Voelz. 1991. Streams in the agricultural landscape. - Vatten 47: 321-328.
- Wade, P. M. 1996. Management of macrophytic vegetation. p 144-166. - In: G. Petts and P. Calow (eds.) River restoration. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Vought, L. B.-M., J. Dahl, C. L. Pedersen & J. O. Lacoursiere. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. - Ambio 23: 342.
- Wallace, J. B. & A. C. Benke. 1984. Quantification of wood habitat in subtropical coastal plain streams. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1643-1652.
- Wallace, J. B. & M. E. Gurtz. 1986. Response of Baetis mayflies (Ephemeroptera) to catchment logging. - Amer. Midl. Nat. 115: 25-41.
- Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystem. - J. North Amer. Benth. Soc. 8: 2-8.
- Ward, G. M. & N. G. Aumen. 1986. Woody debris as a source of fine particulate organic matter in coniferous forest stream ecosystems. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1635-1642.
- Warren, C. E. 1979. Toward classification and rationale for watershed management and stream protection. - Rep. EPA 600/3-79-059. U.S. Environ. Prot. Agen., Corvallis, Oregon.
- Waters, T. F. 1995. Sediment in streams: sources, biological effects and control. - Amer. Fish. Soc. Mono. 7, Bethesda, Maryland.
- Weatherly, N. S. & S. J. Ormerod. 1990. Forests and the temperature of upland streams in Wales: A modelling exploration of the biological effects. - Freshw. Biol. 24: 109-122.
- Webster, J. R. & J. B. Waide. 1982. Effects of forest clearcutting on the leaf breakdown in a southern Appalachian stream. - Freshw. Biol. 12: 331-344.
- Webster, J. R., M. E. Gurtz, J. J. Hains, J. L. Meyer, W. T. Swank, J. B. Waide & J. B. Wallace. 1983. Stability of stream ecosystems. p. 355-395. - In: J. R. Barnes & G. W. Minshall (eds.) Stream ecology. Plenum Press, New York.
- Webster, J. R., S. W. Golladay, E. F. Benfield, G. T. Peters & D. J. D'Angelo. 1990. Effects of watershed disturbance on particulate organic matter budgets of small streams. - J. North. Amer. Benth. Soc. 9: 120-140.
- Webster, J. R., S. W. Golladay, E. F. Benfield, J. L. Meyer, W. T. Swank & J. B. Wallace. 1992. Catchment disturbance and stream response: an overview of stream research at Coweeta hydrologic laboratory. p. 231-253. - In: P. J. Boon, P. Calow & G. E. Petts (eds.) River conservation and management. John Wiley & Sons Ltd, New York.
- Welsch, D. J. 1991. Riparian forest buffers: Function and design for protection and enhancement of water resources. - U.S. Dep. Agric. For. Serv., Northeast area, Rep. NA-PR-07-91, Radnor, Pennsylvania.
- Wesche, T. A. 1974. Relationship of discharge reductions to available trout habitat for recommending suitable streamflows. - Univ. Wyoming, Inst. Water Resources Res. Water Resources Series 53, Laramie.
- Wesche, T. A., C. M. Goertler & C. B. Frye. 1987. Contribution of riparian vegetation to trout cover in small streams. - North Amer. J. Fish. Mgmt 7: 151-153.
- Wessling, M. & O. R. Skage. 1991. Potentiella våtmarker i Hallands län. Del 1. Om uppläggning av en översiktlig inventering av potenti-

- ella våtmarksområden i Hallands jordbruksbygder. - Stencil 91:6, Inst. f. Landskapsplanering, SLU, Alnarp. (In Swedish.)
- Whigham, D. F., C. Chitterling, B. Palmer & J. O'Neill. 1986. Modification of runoff from upland watersheds: the influence of a diverse riparian ecosystem. p. 283-304. - In: D. L. Correll (ed.) Watershed research perspectives. Smithsonian Inst. Press, Washington, DC.
- Whigham, D. F., C. Chitterling & B. Palmer. 1988. Impacts of freshwater wetlands on water quality: a landscape perspective. - Environ. Mgmt 12: 663-671.
- White, R. J. & O. M. Brynildson. 1967. Guidelines for management of trout stream habitat in Wisconsin. - Techn. Bull. No. 39, Department of Natural Resources, Madison (USA). 65 p.
- Wickett, W. P. 1958. Review of certain environmental factors affecting the production of pink and chum salmon. - J. Fish. Res. Board Can. 15: 1103-1126.
- Wigley, T. B. & M. A. Melchoirs. 1993. Wildlife habitat and communities in streamside management zones: a literature review for the eastern United States. - Proceedings, Riparian ecosystems in the humid United States, functions, values and management.
- Wigley, T. B. & T. H. Roberts. 1994. Forest management and wildlife in forested wetlands of the southern Appalachians. - Water, Air Soil Pollut. 77: 445-456.
- Wiklander, G. 1989. Nitrogen load and leaching. - Royal Forest and Agric. Acad. Rep. 35: 77-83.
- Wiklander, G. 1994. Kväve i mark och vatten. - Skogsakta 19: 47-54. (In Swedish.)
- Wiklander, G., G. Nordlander & R. Andersson. 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. - Water Air and Soil Pollut. 55: 263-282.
- Willén, E., B. Andersson & B. Söderbäck. 1996. System Aqua - underlag för karakterisering av sjöar och vattendrag. - Naturvårdsverket rapport 4553. 61 p. (In Swedish.)
- Williamson, R. B., R. K. Smith & J. M. Quinn. 1990. The effects of riparian protection on channel form and stability of 6 grazed streams, Southland, New Zealand. - Publ. 19, Water Quality Centre, DSIR, Hamilton, New Zealand.
- Wilson, L. G. 1967. Sediment removal from flood water by grass filtration. - Trans. Amer. Soc. Agric. Eng. 10: 35-37.
- Wilzbach, M. A. 1989. How tight is the linkage between trees and trout. p. 250-255. - In: Proceedings, Californian riparian systems conference, Sept. 1988. U. S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Techn. Rep. PSW-110.
- Wilzbach, M. A. & J. D. Hall. 1985. Prey availability and foraging behaviour of cutthroat in an open and forested section of stream. - Verh Internat. Ver. Limnol. 22: 2516-2522.
- Wilzbach, M. A., K. W. Cummins & J. D. Hall. 1986. Influence of habitat manipulations on interaction between cutthroat trout and invertebrate drift. - Ecology 67: 898-911.
- Wolf, P. 1956. Utdikad civilisation. - Skrift utgiven av svenska Lax och Laxöringsföreningen, Malmö, Nr 7. (In Swedish.)
- Woodard, S. E. 1989. The effectiveness of buffer strips to protect water quality. - Thesis for Master of Science, University of Maine, Maine. 75 p.
- Wright, J. F., M. T. Furse & P. D. Armitage. 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. - European Water Pollut. Control 3: 15-25.
- Xiang, W. 1993. Application of a GIS-based stream buffer generation model to environmental policy evaluation. - Environ. Mgmt 17: 817-827.
- Young, R. A., T. Huntrods & W. Anderson. 1980. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. - J. Environ. Qual. 9: 483-497.
- Young, R. A., C. A. Onstad, D. D. Bosch & W. P. Anderson. 1989. AGNPS - a non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. - J. Soil Water Conserv. 44: 168-173.

English summary: Impact of land use and buffer zones on stream environments in woodland and agricultural areas – a literature review

Although riparian zones are of fundamental importance to stream ecosystems their protection have long been neglected. Instead, many of these environments have been heavily exploited and severely affected by the land use in agriculture and forestry. In the agricultural landscape the main impact on streams is caused by elimination of wetlands and intensive cultivation of arable land. In woodlands forest management measures, e.g. logging, drainage and scarification, have caused substantial changes to the stream environments.

The documented consequences of the land use include alterations in runoff, water temperature, input of organic material, sediment and nutrients. As a result of these changes the environments for fish and benthic invertebrates have deteriorated and caused a decline in biological production and diversity in many streams. Specially salmonids like trout, grayling and salmon are often severely effected. Investigations have shown that frequent and abundant transport of fine sediments impedes the spawning grounds, and as a consequence the hatching success of eggs and fry decreases. Increased water temperature in summer and reduced temperature in winter also increases the mortality of fish. Furthermore, a decreased abundance of large woody debris after clear-cutting increases the erosion in the stream channel and causes loss of winter habitat for fish.

Numerous studies in this review have proven that the negative impact from agriculture and forestry operations can significantly be moderated by creating or preserving buffer zones along the streams. Such buffer zones decrease the flow peaks after clear-cutting and also reduce the erosion within the stream and along the streamside zones. In addition they restrict the output of sediment and nutrients from the upland sites, and prevent excessive temperature variations in small streams. According to the documented information on sediment and nutrient uptake within buffer zones the reduction of the sediment component in runoff water has va-

ried between 23 and 97%. The uptake of nitrogen and phosphorus has varied from 20 to 94% and 6 to 96%, respectively. In buffer zones wider than 10 m the retention of nutrients has been more than 50% in most cases. Usually the uptake level increases with increasing width of the buffer zone. It is recommended that the buffer zones should be at least 15 m wide and have a multi-layered vegetation in order to significantly decrease the negative impact on water quality. Apart from width and vegetation, the efficiency of the buffer zones as sediment and nutrient traps also depends on the slope of the surrounding ground, soil type and the size and intensity of runoff.

Investigations have shown that buffer zones can also prevent extreme temperature shifts in the stream water after logging. Although in some cases a 10 m buffer zone can be adequate in preventing excessive temperature peaks in small streams, most studies have concluded that the buffer zones need to be at least 20 m wide. It is also concluded that they should have at least 60% of the earlier angular canopy cover remaining to prevent changes in water temperature. Recent studies have furthermore illustrated the importance of buffer zones for the input of large woody debris in streams. To assure the preservation of the existing body of large woody debris and to maintain an unaffected input of new debris the width of buffer zone need to be at least 20 to 30 m. Studies have also documented that buffer zones of this width or more can maintain the biological production and diversity of fish and benthos in the forest streams if the buffer zones are adequate designed. For both fish and benthic invertebrate it is specially important that the buffer zones can provide protection against increased transport of fine sediments and to maintain the existing amount of large woody debris.

In order to recognise adequate width of buffer zones to specific local conditions it is necessary to classify streams and riparian zones with respect to stream type, vegetation,

biological values, degree of human impact, slope and risk of erosion. During the last decade hierarchical classification systems, based on fluvial processes and valley floor landforms have been developed. The conceptual framework of these classification systems is based on a division of the stream ecosystem into several different spatial components: i.e. watershed, drainage segments, stream reaches, channel units (habitats) and subunits (microhabitats). Although the concept has been developed for general classification of streams it has also been used for classification of streams with respect to buffer zones.

The common opinion is that the need of buffer zones is most critical along small streams in the upper parts of a watershed, i.e. where the runoff is formed. In some cases it is also necessary to leave buffer zones along temporary streams and other areas of importance for runoff formation. Buffer zones should be left on both sides of the stream without areal interruptions. The used buffer zone widths have varied with size of the stream, channel form, biological properties, type of soil, and the vegetation and slope of the riparian zone and associated upland regions. Usually, high water level marks have been exploited to define the buffer zones along streams, although in some cases the mean water level has been used. The determination of the buffer zone width need to consider the least acceptable width for each desirable buffer function and each stream type, and also the needs of increasing the width when required because of local conditions.

Guidelines for stream protection and buffer zone width have been based on biological values (mainly fish production), different environmental goals and the ability of the buffer zones to prevent negative influences in different aspects. These guidelines have also considered factors such as stream type (size and form), slope of the surrounding land and sensibility to erosion. In most cases the directions have assigned buffer zones widths between 5 and 30 m along small to middle sized streams. In some cases even wider buffer zones have been assigned, specially at rivers and lakes there buffer widths between 30 and 200 m have been used. Usually the buffer reserve have been regarded as management zone with special rules for logging etc. In certain cases the guidelines have recommended a split of the buffer reserve into a completely intact inner zone and an outer management zone.

Logging within the buffer zones has usually been regulated with respect to canopy cover (angular canopy density), tree composition, basal area of the trees, and the number of large trees of a certain diameter. Within forestry, the multi-functional importance of buffer zones has been dealt with to a greater extent than within agriculture. The agricultural guidelines for the buffer zones have mostly been directed to reduce sediment and nutrients in runoff water, and only to a small extent considered factors like the input of organic material, shading and stream-bank stabilization. It is recommended that the management of riparian buffer zones along streams should be based on quantitative goals concerning both environmental quality and biodiversity.

FISKERIVERKET INFORMATION

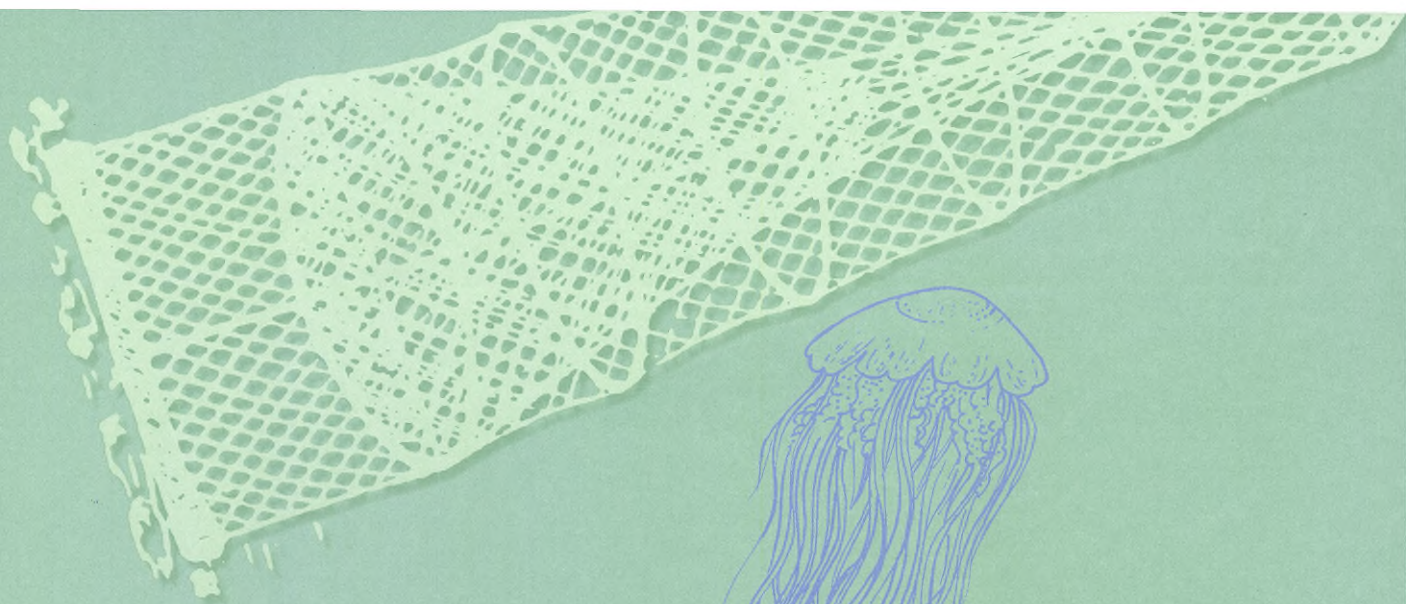
har under 1999 utkommit med följande nummer:

- | | |
|--|---|
| 1999:1 Verksamhetsplan 1999 för Fiskeriverket | |
| 1999:2 Flodkräftodling – En möjlig produktionsgren i Norrland | Sören Johansson
Tommy Odelström |
| 1999:3 Elfiske | Erik Degerman, Berit Sers |
| 1999:4 Miljökvaliteten i 39 svenska sjöar – en bedömning grundad på fisk | Henrik C Andersson
Magnus Dahlberg |
| 1999:5 Fisketurism – en naturlig näring | Fiskeriverket och
Turistdelegationen |

FISKERIVERKET RAPPORT

har under 1999 utkommit med följande nummer:

- 1999:1
Flodkräftodling i Norrland – biologiska och ekonomiska förutsättningar
Tommy Odelström och Sören Johansson
- Utvecklingen av kräftodlingen i Sverige under 1980- och 90-talen**
Hans Ackefors
- 1999:2
A review of the literature on acoustic herding and attraction of fish
Magnus Wahlberg
- Visual ecology of fish – a review with special reference to percids**
Alfred Sandström
- Reproduction biology of the viviparous blenny (*Zoarces viviparus* L.)**
Markus Vetemaa



FISKERIVERKET, som är den centrala statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, skall verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna så att de långsiktigt kan utnyttjas i ett uthålligt fiske av olika slag.

Verket har också ett miljövårdsansvar och skall verka för en biologisk mångfald och för ett rikt och varierat fiskbestånd. I uppdraget att främja forskning och bedriva utvecklingsverksamhet på fiskets område organiserar Fiskeriverket *Havsfiskelaboratoriet* i Lysekil med *Östersjölaboratoriet* i Karlskrona, *Sötvattenslaboratoriet* i Drottningholm, *Kustlaboratoriet* i Öregrund, två *Fiskeriförsöksstationer* (Älvkarleby och Kålarne) och två *Utredningskontor* (Luleå/Härnösand och Jönköping).



FISKERIVERKET

Ekelundsgatan 1, Box 423, 401 26 GÖTEBORG
Telefon 031-743 03 00, Fax 031-743 04 44