

Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning

En kunskapssammanställning

INGRID WESSTRÖM, ANDERS HARGEBY

OGH KARIN TONDESKI

RAPPORT 6777 • JUNI 2017



Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00 Fax: 010-698 16 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6777-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017

Omslag: Flickr

Förord

Författarna tog på Naturvårdsverkets uppdrag fram denna rapport år 2010, men den blev av olika skäl inte publicerad då. Rapporten uppdaterades av författarna 2017.

Rapporten är en litteratursammanställning och en kritisk granskning av nationell och internationell forskningslitteratur vad gäller i) produktionshöjande effekter av markavvattning i jordbruksmark och skogsmark, ii) påverkan av markavvattning och dikesrensning på vattenkemi, särskilt närsalter, pesticider i jordbruksmark och metaller i skogsmark, iii) effekter av markavvattning på biota i vattendrag, iv) effekter av möjliga åtgärder för att minska negativ miljöpåverkan på vattenförekomster av markavvattning och dikesrensning. Rapporten tar också upp pågående forskning i Sverige och har en omfattande litteraturlista på slutet.

Rapportens sista kapitel är forskarnas egen diskussion och egna slutsatser.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Stockholm i juni 2017

EvaLinda Sederholm
Enhetschef, Naturhänsynsenheten, Naturavdelningen

Innehåll

FÖRORD	3
1. SAMMANFATTNING	7
2. SUMMARY	9
3. PROBLEMBESKRIVNING OCH AVGRÄNSNINGAR	11
3.1. Uppdragets syfte och avgränsningar	11
3.1.1. Syfte	11
3.1.2. Avgränsningar	11
3.2. Markavvattning inom jordbruket – igår och idag	12
3.3. Markavvattning inom skogsbruket – igår och idag	14
4. HYDROLOGISKA OCH HYDROKEMISKA EFFEKTER AV MARKAVVATTNING	18
4.1. Hydrologiska effekter av markavvattning	18
4.2. Markfysikaliska effekter	20
4.3. Markbiologiska effekter	20
4.4. Markavvattningens påverkan på transporten av suspenderat material	21
4.5. Hydrokemiska effekter	22
4.5.1. Försurning och metalläckage i sulfatrika jordar	23
4.5.2. Näringsläckage från organogena jordar	24
5. MARKAVVATTNING SOM EN PRODUKTIONSHÖJANDE ÅTGÄRD I JORDBRUKET	26
5.1. Dräneringsförsök med olika avstånd	27
5.2. Dräneringsförsök med olika djup	31
6. MARKAVVATTNING SOM EN PRODUKTIONSHÖJANDE ÅTGÄRD I SKOGSBRUKET	34
6.1. Biomassaproduktion på dikad fastmark	35
6.2. Hydrologiska och kemiska förändringar av dikning på fastmark	36
6.3. Biomassaproduktion på dikad torvmark	36
6.4. Hydrologiska och kemiska effekter av markavvattning på torvmark	37
7. EFFEKTEN AV MARKAVVATTNING PÅ TRANSPORTEN AV NÄRSALTER, PESTICIDER OCH METALLER	39
7.1. Jordbruksmark	39
7.1.1. Kväveomsättning och transport	40

7.1.2.	Fosforomsättning och transport	41
7.1.3.	Läckage av pesticider	43
7.1.4.	Effekter av dikesrensning på kväve och fosfortransport	45
7.2.	Skogsmark	46
7.2.1.	Kväveomsättning och transport	47
7.2.2.	Fosforomsättning och transport av fosfor och partiklar	47
7.2.3.	Läckage av organiskt material och metaller	47
7.2.4.	Läckage av kvicksilver	49
7.2.5.	Effekter av skogsbilvägar	51
7.2.6.	Effekter av dikesrensning och skyddsdikning	53
8.	EFFEKTER AV MARKAVVATTNING PÅ AKVATISKA EKOSYSTEM	55
8.1.	Effekter på vattenlevande organismer	55
8.2.	Effekter i jordbrukslandskap	57
8.2.1.	Effekter av minskad areal av våtmarker och strandvegetation	57
8.2.2.	Effekter av erosion och transport av partiklar	60
8.2.3.	Effekter av eutrofiering	62
8.2.4.	Effekter av bekämpningsmedel	63
8.3.	Effekter i skogsbrukslandskap	64
8.3.1.	Effekter av kvicksilverläckage	65
9.	ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA PÅVERKAN PÅ AKVATISKA EKOSYSTEM AV MARKAVVATTNING	69
9.1.	Flödesvägar	69
9.2.	Åtgärder inom jordbruket för att minska negativ miljöpåverkan av markavvattning på akvatiska ekosystem	71
9.2.1.	Reglerbar dränering	71
9.2.2.	Återanvändning av dräneringsvatten	73
9.2.3.	Skyddszoner	75
9.2.4.	Integrerade skyddszoner	77
9.2.5.	Avfasade strandzoner, tvåstegsdiken	78
9.2.6.	Våtmarker och dammar	80
9.2.7.	Bioreaktorer och denitrifikationsväggar i diken och runt rör.	81
9.2.8.	Fosfordammar	83
9.2.9.	Kalkfilter	84
9.3.	Åtgärder inom skogsbruket för att minska negativ miljöpåverkan	87

9.3.1.	Skyddszoner	88
9.3.2.	Sedimentationsdammar och "slamfickor"	88
9.3.3.	Översilningsytor	89
9.3.4.	Risknippen i diken för att fånga partiklar och metaller	90
9.3.5.	Anlagda eller återskapade våtmarker	90
9.3.6.	Kalkfilter och andra åtgärder när det gäller dränering av sulfatjordar	91
10.	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	92
10.1.	Framtida behov av avvattning	93
10.2.	Markavvattning som en produktionshöjande åtgärd	94
10.3.	Recipientpåverkan	95
10.3.1.	Effekter av markavvattning	95
10.3.2.	Effekter av dikesrensning	97
10.4.	Skyddsåtgärder vid dikesrensning	98
10.5.	Åtgärder för att minska negativ miljöpåverkan av markavvattning	99
10.6.	Kunskapsbehov	101
10.6.1.	Markavvattning och dikesrensning inom jordbruksområden	101
10.6.2.	Markavvattning och dikesrensning inom skogsområden	102
11.	TACK	104
12.	KÄLLFÖRTECKNING	105

1. Sammanfattning

Målet med denna litteratursammanställning har varit att göra en kritisk granskning av nationell och internationell forskningslitteratur vad gäller i) produktionshöjande effekter av markavvattning i jordbruksmark och skogsmark, ii) påverkan av markavvattning och dikesrensning på vattenkemi, särskilt närsalter, pesticider i jordbruksmark och metaller i skogsmark, iii) effekter av markavvattning på biota i vattendrag, iv) effekter av möjliga åtgärder för att minska negativ miljöpåverkan på vattenförekomster av markavvattning och dikesrensning. Mycket av åtgärderna för att minska läckaget av närsalter och andra ämnen från jord- och skogsbruk hänger samman med olika produktionssystem och vilka brukningsmetoder som används, men detta faller utanför syftet med denna sammanställning.

I Sverige är arealen mark som påverkats av markavvattning ungefär lika stor inom skogsbruket som inom jordbruket. Man räknar med att ca 1,2 miljoner åkermark har väl fungerande dränering, och att över 1,5 miljoner hektar torvmark har dikats för skogsproduktion. Detta har varit en av flera faktorer som bidragit till den kraftiga produktionshöjningen som skett under 1900-talet inom både jordbruket och skogsbruket.

Denna omfattande markavvattning har dock lett till stora negativa miljökonsekvenser. Direkta effekter ser vi i form av försvunna habitat och därmed en kraftigt minskad biodiversitet i våra produktionslandskap där vissa arters överlevnad i Sverige är direkt hotad. Andra effekter är indirekta i form av ökat läckage av kväve, fosfor, pesticider och metaller till våra vatten. Det är dock mer eller mindre omöjligt att kvantifiera hur stor del av denna ökade belastning på svenska vattenförekomster som beror på enbart markavvattningen, eftersom den ofta är en förutsättning för att marken ska kunna användas till odling idag. Troligen blir den än viktigare i ett framtida förändrat klimat.

Det finns relativt god kunskap om effekten av ett antal åtgärder som kan vidtas för att minska läckaget från den dikade jordbruksmarken, bl.a. reglerbar dränering, skyddszoner, våtmarker och dammar, fosfordammar, bioreaktorer och denitrifikations-väggar. Ytterligare undersökningar som underlag för utformning och tillämpning skulle behövas vad gäller återanvändning av dräneringsvatten, avfasade strandzoner, filter för fosforsorption, etappvis dikesrensning och att planera dikesrensning på landskapsnivå.

När det gäller åtgärder inom skogsbruket tycks underlaget för att föreslå skyddsåtgärder i samband med dikesrensning vara tunt. Litteraturen tyder på att slamfickor och sedimentations-dammar inte har någon större effekt på transporten av finkorniga jordpartiklar, vilka orsakar de mest negativa effekterna om de sedimenterar i vattendrag nedströms det dikade området. Väl utformade översilningsområden kan vara effektiva, enligt finska undersökningar, men det

behövs studier av hur sådana kan skapas och utformas för att få effekt i områden med de förhållanden som råder i Sverige. Andra åtgärder som behöver undersökas är användningen av så kallade ”silt fences” för att avskärma områden där vatten grumlas, eller styra grumligt vatten över markområden och därigenom öka sedimenteringen av partiklar innan vattnet når vattendrag.

Forskning av relevans för åtgärdsprogram relaterade till markavvattning och dikesrensning pågår i Sverige inom bl.a. följande områden:

- Mekanismer bakom ökade transporter av kvicksilver i samband med skogsbruk och markavvattning, liksom effekter på kvicksilvers rörlighet av höjda grundvattennivåer i samband med att våtmarker återskapas (SLU, Stockholms Universitet, Umeå universitet).
- Dikesrensningens effekter på transporten av suspenderat material och kvicksilver i skogsområden (bl.a. IVL).
- Effekten av rester av bekämpningsmedel på organismlivet i vatten (SLU).
- Dikens betydelse för fosfortransport som länk mellan fält och vattendrag (SLU).
- Kalkfilter i brunnar och kalkfilterbäddar (KTH och olika företag).
- Effekter av integrerade skyddszoner (HS Halland).
- Metodik för bestämning av dikens status och stöd för planering av åtgärder (SLU).
- Sedimentation i tvåstegsdiken (Linköpings universitet, Jordbruksverket och SLU).

2. Summary

The aim of this literature review was to critically review national and international research literature relating to: (i) effects of drainage on productivity in agriculture and forestry; (ii) the impact of subsurface drains and ditches on water chemistry, in particular with respect to nutrients and pesticides from agricultural land and metals from land drained for forestry; (iii) the effects of field drainage on biota in watercourses; (iv) the effects of possible measures to reduce negative environmental impacts from drainage and ditch maintenance operations on water bodies. Many measures to reduce the leakage of nutrients and other substances from agricultural and forestry areas are related to the cultivation systems and methods used, but those aspects fall beyond the scope of this review.

In Sweden, the area of land affected by drainage for forestry is approximately the same as the area of drained agricultural land. Approximately 1.2 million hectares of agricultural land have well-functioning drainage systems, and over 1.5 million hectares of peatland have been drained for forestry. This is one of several factors that have contributed to the significant increase in production that occurred during the 1900s within both agriculture and forestry.

This extensive land drainage has also had significant negative ecological consequences. Direct effects can be seen in the form of habitat losses and thereby a severe biodiversity reduction in our production landscapes with several species becoming endangered or vulnerable. Other effects are indirect, such as increased leakage of nitrogen, phosphorus, pesticides and metals to our waters. It is more or less impossible to quantify what share of this increased disturbance of aquatic ecosystems that can be attributed solely to drainage activities, as drainage is often a prerequisite for that land to be used for cultivation. Land drainage will probably become even more important as the climate changes.

The effects of a number of mitigation measures to reduce leakage from drained agricultural land are relatively well understood, including controlled drainage, buffer strips, created wetlands and phosphorus ponds, bioreactors and denitrification walls. Further investigations would be needed as a basis for design and application of systems for reuse of drainage water, reshaping ditch reaches, phosphorus adsorption filters, sequential ditch maintenance, and landscape planning of ditch maintenance activities.

In forestry, there is less knowledge regarding the effect of different mitigation measures to minimize negative impact from ditch maintenance activities. The literature suggests that sedimentation ponds have a small long-term effect on the transport of fine-textured soil particles, which cause the most negative effects on downstream watercourses. Well-designed overland flow buffer areas can be effective, according to Finnish studies, but more studies are needed on how they

should be designed to be effective in the conditions prevailing in Sweden. Other measures requiring more investigations include the use of so-called “silt fences” to shield-off areas where the water becomes turbid, or to ensure that water with high turbidity flows over designated land areas to increase the sedimentation of particles before the water reaches the watercourse.

Research on topics relevant to interventions relating to land drainage and maintenance of ditches is on-going in Sweden within, but not limited to, the following areas:

- Mechanisms underlying increased transport of mercury in connection with forestry and land drainage, as well as the effects of elevated groundwater levels in connection with wetland creation on mercury mobility (SLU¹, Stockholm University, Umeå University).
- The effects of ditch maintenance on the transport of suspended material and mercury in forest areas (including IVL²).
- The effect of pesticide residues on organisms in water (SLU).
- The significance of ditches for phosphorus transport as a link between fields and watercourses (SLU).
- Lime filters in manholes and lime-filter beds (KTH³ and various companies).
- The effects of integrated buffer zones (HS⁴ Halland).
- Method for status assessment of agricultural ditches and support tool for planning of measures (SLU).
- Sedimentation in two-stage ditches (Linköping University, Swedish Board of Agriculture and SLU).

¹ Swedish University of Agricultural Sciences

² Swedish Environmental Research Institute

³ KTH Royal Institute of Technology

⁴ The Rural Economy and Agricultural Societies

3. Problembeskrivning och avgränsningar

3.1. Uppdragets syfte och avgränsningar

Naturvårdsverket publicerade under 2009 en handbok för att ”underlätta prövnings- och tillsynsmyndigheternas tillämpning av bestämmelserna i miljöbalken (MB) och tillhörande förordningar som reglerar frågor om markavvattning” (NV, 2009a). I samband med det påtalades ett behov av ett bättre kunskapsunderlag vad gäller påverkan av markavvattning på vattenkemi, särskilt närsalter, och på biota för att kunna identifiera kostnadseffektiva åtgärder för att reducera närsaltsförlusterna och förbättra den biologiska statusen i vatten. En sådan kunskapsammansättning skulle även behövas för att utveckla arbetet med tillsyn och egenkontroll enligt 11 kap. MB, och utarbeta effektiva åtgärdsprogram inom vattenförvaltningen.

3.1.1. Syfte

Målet med denna litteratursammansättning har varit att göra en kritisk granskning av nationell och internationell forskningslitteratur inom följande områden:

- Produktionshöjande effekter av markavvattning i jordbruksmark och skogsmark
- Påverkan av markavvattning och dikesrensning på vattenkemi, särskilt närsalter. Här har vi även inkluderat pesticider i jordbruksmark och metaller i skogsmark
- Effekter av markavvattning på biota i vattendrag
- Effekter av möjliga åtgärder för att minska miljöpåverkan av markavvattning

Ett ytterligare mål har varit att identifiera kunskapsluckor och föreslå områden för vidare forskning och utredning.

3.1.2. Avgränsningar

I uppdraget har vi utgått från dagens svenska landskap och fokuserat på lokala effekter av markavvattning samt åtgärder som kan vidtas för att minska negativa miljöeffekter. En analys av vad den totala svenska markavvattningen har haft för effekter på hydrologi, flöden av närsalter och metaller, samt ekologiska samhällen i svenska vattendrag har inte varit möjlig att göra inom den givna tidsramen.

Svårigheterna hänger samman med att markavvattning i de flesta fall har varit en förutsättning för att kunna intensivifiera odlingen inom både skogs- och jordbruket, varför effekten av avvattningen inte enkelt går att särskilja från effekten av att marken odlas. Att bara uppskatta det totala läckaget från all avvattnad mark inom skogs- och jordbruk skulle vara en alltför förenklad ansats enligt vår mening. En bedömning av markavvattningens betydelse skulle kräva en geografisk analys av vilken den alternativa användningen av marken utan avvattning skulle vara.

Förutom effekter av markavvattning i sig har vi inkluderat litteratur som rör effekten av dikesrensning, och körskador som kan uppstå i samband med sådan

verksamhet. Diken, rörledningar och invallningar är i juridisk mening exempel på vattenanläggningar som man är skyldig att underhålla. Tillstånd behövs inte för att utföra rensningar för att bibehålla vattnets djup eller läge om inte fisket eller naturmiljön kan komma till skada. I naturliga vattendrag får man rensa bort slåntras och nedfallna träd som dämmer vattenflödet. I denna rapport använder vi termen dikesrensning och diskuterar effekter av rensning i allmänhet. Vi skiljer inte på om rensningarna utförs i vattenanläggningar eller i naturliga vattendrag. Andra åtgärder som faller under begreppet underhåll, t.ex. spolrensning av täckdikessystem, behandlas inte. Vi behandlar inte heller invallning eller underhåll av invallningsföretag.

Så långt möjligt har vi tagit med kvantitativa uppgifter om omfattning av närsalts-, metall- och pesticidförluster samt förutsättningar som påverkar förlusternas storlek, art och grad av påverkan på biota, liksom kvantitativa nyttor med markavvattning. Vad gäller påverkan på akvatiska ekosystem så begränsar vi diskussionen av de ekologiska effekterna till de lokala vattendrag som direkt påverkas av en markavvattning. En ökad transport av näringsämnen, jord och metaller får naturligtvis betydelse långt ner i recipienterna, men vi har ansett att en diskussion av markavvattningens samband med ekologiska effekter i sjöar, Östersjön och Västerhavet ligger utanför ramen för litteraturstudien.

3.2. Markavvattning inom jordbruket – igår och idag

Under 1800-talet fyrdubblades Sveriges åkerareal för att kunna möta ett ökat behov av livsmedel från en växande befolkning (Mattson, 1985). Denna utveckling hade inte varit möjlig utan en samtida teknikutveckling, inte minst genom täckdikning. Det ökade behovet av åkermark ledde till sjösänkningar och att åar och vattendrag fördjupades för att kunna fungera som utlopp till omgivande sankmarker. Strandängar och låglänta områden vallades in för att skyddas från översvämningar. Grundvattennivån i marken innanför vallarna reglerades med hjälp av pumpning. Alla dessa åtgärder var subventionerade av staten.

Fram till mitten av 1800-talet avvattnades åkermarken främst med hjälp av öppna diken och kanaler. Genom lagstiftning, införd år 1879, bildades avvattningsföretag med stamdiken som gjorde det möjligt att installera dikessystem på de stora slätterna. Under mitten av 1800-talet introducerades även täckdikning i Sverige (Mattson, 1985). Täckdiken var dyrare och mer arbetskrävande att installera än öppna diken, men hade fördelen att man kunde införa en intensivare dränering som krävde mindre underhåll samt skapa fält med bättre arrondering (Figur 1). Uppgifter från år 1913 till 1920 visar att 993 000 hektar åkermark var dränerad och 56 % av denna mark hade täckdikessystem. Täckdikningen utfördes med tegelrör fram till mitten på 60-talet då plaströr började användas (Håkansson, 1995).



Figur 1. Dikesgrävare år 1934. Foto: Anders Karlsson. Källa: Västergötlands museum.

Efter andra världskriget gjordes stora ansträngningar för att öka effektiviteten inom jordbruksproduktionen. Mekanisering, mineralgödsel, specialisering och strukturrationalisering ändrade radikalt jordbruksproduktiviteten. Täckdikningen var den viktigaste åtgärden för att skapa fält som var lämpliga för mekanisering. Under 60-talet började också öppna stamdiken att kulverteras för att möjliggöra ännu större sammanhängande fält (Håkansson, 1995).

Från början av 1800-talet fram till 1960 ökade jordbruksarealen i Sverige från 1,5 till 3,8 miljoner hektar genom att följande åtgärder för markavvattning genomfördes (Håkansson, 1995):

- 600 000 ha mossar och kärr odlades upp
- 30 000 avvattningsföretag genomfördes
- 444 invallningsföretag byggdes
- 2 500 sjöar sänktes eller torrlades
- 1 000 000 km diken och rörledningar grävdes ned
- 1 200 000 hektar täckdikades

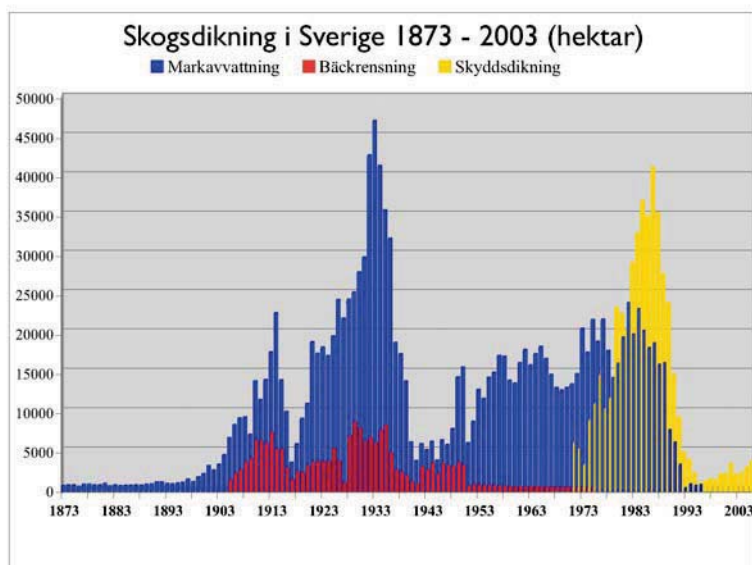
Utifrån ett produktionsperspektiv har dagens ca 2,6 miljoner hektar svensk jordbruksmark följande dräneringsstatus enligt jordbrukarnas bedömning (Sveriges officiella statistik, 2014):

- Cirka 2,1 miljoner hektar åkermark har en tillfredsställande dränering. På denna mark fungerar dräneringen tillfredsställande oavsett om det beror på täckdikning, behovsdränering eller naturlig dränering.
- Cirka 1,3 miljoner hektar åkermark är systemtäckdikad, varav 63 % har systemtäckdikats de senaste 50 åren.
- Cirka 0,4 miljoner hektar åkermark har behov av omtäckdikning. De svenska jordbrukarna planerar att ny- eller omtäckdika 0,17 miljoner hektar de närmaste 5 åren.
- 42 % av jordbruksföretagen har mellan 100 och 1 000 meter öppna diken på sin fastighet.

- 44 % av företagen har underhållsrensat någon del av sina öppna diken de senaste 5 åren. Underhållet av markavvattningssystemen är eftersatt.
- Cirka 400 000 hektar organogen mark har tagits ur odling (Berglund et al., 2009).

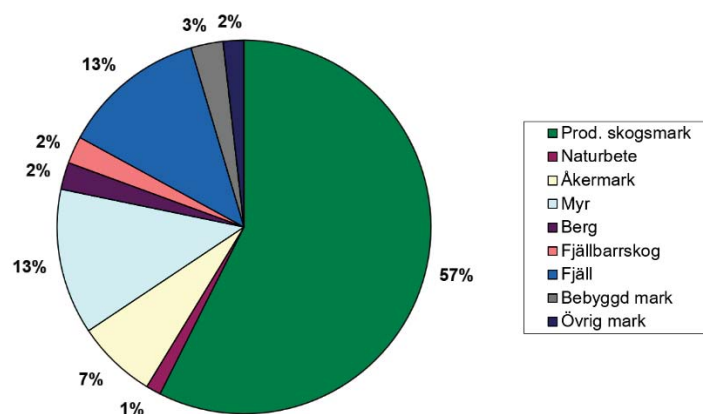
3.3. Markavvattning inom skogsbruket – igår och idag

Eliasson (2008) ger en livfull beskrivning och analys av drivkrafterna bakom den svenska skogsdikningens utveckling under 1900-talet. Skogsdikningen ökade kraftigt i omfattning i slutet av 1800-talet. Efter en stark tillbakagång under första världskriget skedde återigen en ökning där dikningen kulminerade under depressionsåren vid 1930-talets början när arbetslösheten var hög i Sverige (Fig. 2). När behovet av åtgärder mot arbetslösheten minskade, minskade också skogsdikningen för att under andra världskriget praktiskt taget upphöra då arbetskraften i skogen behövdes till avverkning. Anläggningen av diken utfördes under denna tidsperiod med handgrävning av öppna diken. Under 1950-talet kom nya dikningstekniker som sprängning med dynamit och dikesplöjning, varvid nydikningen ökade igen. Först under 1960-talet blev användning av grävmaskiner den vanligaste metoden för skogsdikning. Från 1950 till 1990 nydikades årligen 10 000 till 20 000 ha skogsmark (Figur 2). Under denna tidsperiod började man också tillföra växtnäringsämnen för att öka skogsproduktionen. Under 1970- och 1980-talet började skyddsdikning ta fart i Sverige för att förhindra en höjning av grundvattennivån i samband med att skogområden avverkades. Ökningen av skyddsdikning och farhågorna för att ökningen skulle bidra till att öka kväveutlakningen från skogsmark ledde till att markavvattningen upphörde och att skyddsdikningen kraftigt minskade under början av 1990-talet. En bidragande orsak var också en ökande medvetenhet om våtmarkers ekologiska betydelse. Förändringen kom till stånd genom politiska åtgärder för att minska skogsdikningen (Eliasson, 2008).



Figur 2. Skogsdikning i Sverige med markavvattning, bäckrensning och skyddsdikning, perioden 1873–1999 (Ahlbäck, 2002) och perioden 2000-2003 (Hånell, 2007).

Idag finns det 22,65 miljoner hektar produktiv skogsmark i Sverige vilket motsvarar cirka 55 % av Sveriges totala landareal enligt Riksskogstaxeringen 2004-2008 (Figur 3).

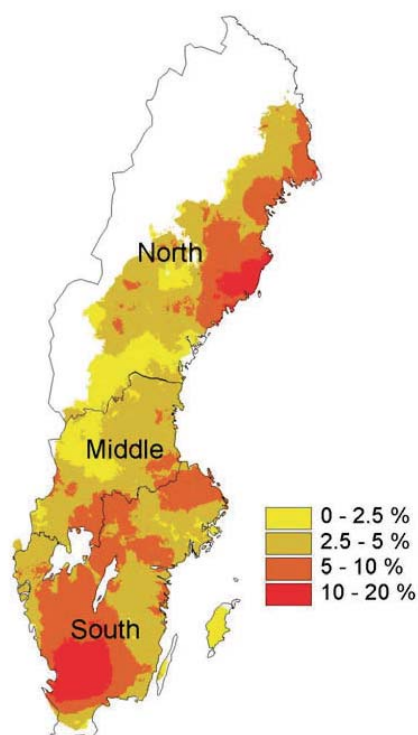


Figur 3. Landarealen fördelad på ägoslag efter Riksskogstaxeringen år 2011-2015 (Skogsdata, 2016).

En fjärdedel av den totala landarealen i Sverige, 10 miljoner hektar, består av torvtäckta mark. Av dessa är 5 miljoner ha produktiv skogsmark. Sedan 1850 har mer än 1,5 miljoner ha torvmark dikats med syfte att producera skog i Sverige, varav 300 000 ha fortfarande är impediment (ej produktiv skogsmark).

Förekomsten av dikad skogsmark på torv varierar mellan olika delar av Sverige (SLU, 2006) (Figur 4).

En annan förändring som det moderna skogsbruket har fört med sig är tillskapandet av bilvägar i skogen. Idag finns enligt Skogforsk (2016) ca 21 000 mil skogsbilvägar i landet (Figur 5). Det är en sträcka som är jämförbar med 61 000 mil diken i skogsområden (Glimskär et al., 2007) och 29 000 mil skogsvattendrag (Skogforsk, 2010). Vägdiken kan även de ha en avsevärd påverkan på hydrologin i skogslandskapet och förtjänar därför att uppmärksammas när man diskuterar markavvattning i skogen.



Figur 4. Andelen dikad skogsmark på torv i Sverige av totala skogsmarksarealen (von Arnold et al., 2005).



Figur 5. Skogsbilvägar med sina dräneringsdiken kan ha en påtaglig effekt på både hydrologin, hydrogeologin, och hydrokemin i skogsområden. Foto: Anders Hargeby.

4. Hydrologiska och hydrokemiska effekter av markavvattning

Det främsta målet med markavvattning i Sverige är att avlägsna ett överskott av vatten i marken i syfte att skapa gynnsamma förutsättningar för växtodling samt att förlänga växtperioden. Installation av ett dräneringssystem har två direkta effekter. Det leder till ett flöde av vatten genom dräneringssystemet och minskar den mängd vatten som lagras på eller i marken (Ritzema & Braun, 1994). Hur stor minskningen av vatten som lagras i marken blir beror på markens textur och struktur. I allmänhet minskar kvoten mellan dränerbart vatten och markens totala innehåll av vatten med ökande lerinnehåll. Installation av ett dräneringssystem kommer att påverka markens fysikaliska, biologiska, kemiska och hydrologiska egenskaper, som alla är mycket interaktiva.

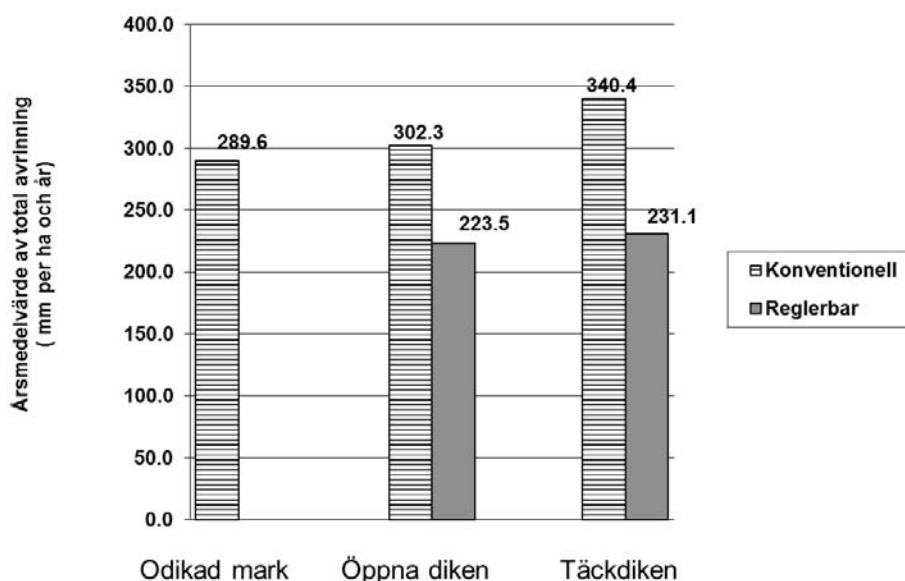
4.1. Hydrologiska effekter av markavvattning

Flera faktorer har betydelse för vilka hydrologiska effekter ett dräneringssystem får i jämfört med hydrologin hos naturligt dränerad mark. Dessa är nederbördsmängd och intensitet, typ av dräneringssystem, markens fysikaliska egenskaper och historiska markfuktighetsförhållanden. Ett dräneringssystem har direkta effekter på fördelningen av nederbördsöverskott mellan ytvattenavrinning och markvattenflöde.

Vid en granskning av tidigare forskning om effekterna av markavvattning på hydrologi och vattenkvalitet drog Skaggs et al. (1994) slutsatsen att systemets utformning och skötsel har en stor effekt på volymen och kvaliteten på vattnet som lämnar avrinningsområdet. I en analys av försöksdata från 14 försöksplatser (totalt 125 försöksår) i North Carolina, USA framkom det att uppodling av mark och installation av dräneringssystem ledde till att den årliga avrinningen från fältkanten ökade med 5 till 10 %, beroende på nederbördens omfattning (Skaggs, 1980; Gregory et al., 1984; Evans et al., 1989; Figur 6). I medeltal ökade täckdikning det genomsnittliga årliga utflödet med mindre än 5 % jämfört med avledning genom öppna diken. Ytvattenavledning ökar flödestopparna genom att det minskar lagringen av vatten i markytan (Robinson & Rycroft, 1999). I allmänhet har fält med täckdikessystem mindre ytvattenavrinning och lägre flödestoppar än fält som avvattnas med öppna diken (Skaggs, 1987; Irwin & Whitely, 1983; Gregory et al., 1984; Gilliam & Skaggs, 1986; Evans et al., 1989). Genom att grundvattennivån sänks leder täckdikning till en ökning av det tillgängliga utrymmet i markens porvolym för tillfällig lagring av vatten. Detta minskar andelen ytvattenavrinning, vilken sker som snabba vattenflöden, och ökar andelen av långsammare markvattenflöde som varar under en längre tidsperiod (Skaggs et al., 1994).

Robinson (1989; 1990) har rapporterat varierande effekter av täckdikessystem på hur stora flödestopparna blir beroende på skillnader i historisk markvattenhalt. Om en mark har dålig naturlig dränering med förhöjd grundvattennivå, på grund av hög nederbörd eller låg permeabilitet, sker den största avrinningen som ytvattenavrinning eller som vattenflöden i det övre, mer genomsläppliga matjordsskiktet. Täckdikning ökar då den tillfälliga lagringskapaciteten för vatten och vattenflödet genom marken. När mer vatten kan infiltrera minskar ytvattenavrinningen tillsammans med flödestopparna. Om grundvattennivån ligger djupare, på grund av torrare klimat eller högre genomsläpplig i marken, och det naturliga vattenflödet sker som omfördelning av vatten i marken ökar täckdikningssystem flödestopparna. Detta är en följd av kortare flödesvägar och större hydrauliska gradienter. Effekterna av dränering på flödestoppar har granskats med hjälp av vattenbalansmodellen DRAINMOD (Skaggs, 1980) i två undersökningar av vattenmättade marker (Broadhead & Skaggs, 1982; Konyha et al., 1988). Dessa simuleringar visade att täckdikning medförde att en större del av ytvattenavrinning omfördelades till markvattenflöde vilket överlag resulterade i en kraftig minskning av flödestopparna. Robinson & Rycroft (1999) använde DRAINMOD för att studera effekterna av dränering på flödestoppar vid olika klimatförhållanden och för att studera basflöde. När den årliga nederbörden fördubblades ökade markens vatteninnehåll i en odränerad genomsläpplig mojord tillräckligt mycket för att leda till ytvattenavrinning. Täckdikning under dessa förutsättningar skulle ha minskat flödestopparna. Detta visar betydelsen av så väl klimatet som jordarten för markvattenförhållanden. Simuleringar har också genomförts för både ler- och mjälajordar och visat att en gradvis minskning av dikesavståndet ledde till en minskning av basflödet. När man lade till ett ökande dikesdjup i simuleringen resulterade det i en ökning av basflödet. Enligt Robinson & Rycroft (1999) har modelleringen bidragit till att förklara tidigare motsägelsefulla resultat av dräneringseffekter på basflödet genom att illustrera vikten av att dela upp effekterna av minskat dikesavstånd och ökat dikesdjup. Minskat dikesavstånd leder till minskat basflöde och ökat dikesdjup leder till ökat basflöde.

Utformningen och skötseln av dräneringssystem spelar en stor roll för hur kvaliteten blir på det vatten som lämnar jordbruksmark, vilket främst beror på fördelningen av avrinning mellan ytvattenavrinning och markvattenflöde. Om avrinningen till största delen sker som markvattenflöde ökar utflödet av lätt rörliga ämnen såsom nitrat och vissa salter. Om i stället ytvattenavrinning är den dominerande källan till avrinning kommer sannolikt förluster av sediment, fosfor, organiskt kväve och föroreningar bundna till sediment, såsom vissa bekämpningsmedel och metaller, att öka.



Figur 6. Total avrinning från ej odlad odikad mark och från uppodlad mark efter installation av ett dräneringssystem (öppna diken respektive täckdiken) (Efter Evans et al., 1996)

4.2. Markfysikaliska effekter

De markfysikaliska effekterna av markavvattning är relaterade till markstruktur, markandning och marktemperatur. En god markstruktur främjar god genomsläpplighet och rottillväxt, samt ökar markandningen. På våren kan torrare markförhållanden leda till en ökad tillgänglighet och bärighet för maskiner och, på lång sikt, mer tillförlitlig växtproduktion på grund av en förlängning av den period under vilken jordbearbetning kan äga rum. Det översta skiktet av en våt mark värms inte upp lika lätt på våren. Detta kan hämma grobarheten och groddplantans tillväxt. Ju tidigare beredningen av såbädden kan äga rum, ju längre blir växtperioden. I Sverige förbättrar det sannolikheten att få en hög avkastning.

I vissa nyligen dränerade jordar, såsom gyttejordar, kan irreversibel krympning uppstå och i torvjordar kan markytan sjunka genom sättningar.

4.3. Markbiologiska effekter

De markbiologiska effekterna av dränering är också starkt kopplad till effekterna på markstruktur, markandning och marktemperatur. En gynnsam växtetablering med tidig utveckling av beståndet gör grödorna mer konkurrenskraftiga mot ogräs och mindre känsliga för sjukdomar och skadedjur. Markekosystemet innehåller ett stort antal djur och mikroorganismer som samverkar och bryter ned organiskt material, vilket frigör näringsämnen. Sammansättningen av det markeologiska samhället beror av olika fysikaliska och kemiska faktorer och varierar därför över tiden.

Makroorganismerna, en kategori där även rötter ingår, behöver syre för sin respiration och producerar koldioxid. Därmed behövs ett utbyte av gaser mellan zoner med respiration i marken och atmosfären ovanför markytan. Om gasutbytet motsvarar den O₂-konsumtion och CO₂-produktion som är nödvändig för optimal tillväxt påverkas inte växternas tillväxt negativt. God markandning ökar rotutvecklingen och därmed kan växterna ta upp vatten och näringsämnen från en större volym av marken.

Mikroorganismer, bakterier och svampar har en avgörande betydelse för markens produktionsförmåga genom deras förmåga att utsöndra enzymer som bryter ned komplexa organiska molekyler samt utföra enzymatiska omvandlingar som nitrifikation, oxidation av svavel, kvävefixering m.m. (Brady, 1984). Bakterier kan växla snabbt i antal och anpassa sig till olika miljöförhållanden. Det finns strikt aeroba, fakultativt anaeroba och strikt anaeroba bakterier. Anaeroba bakterier lever under förhållanden som vanligtvis är förknippade med rotsjukdomar och ackumulering av för växterna skadliga toxiner (Russell, 1977). Biologisk nedbrytning av organiskt material leder ofta till kvävemineralisering, dvs att organiskt bundet N frigörs som ammonium, vilket sen kan omvandlas till nitrat. Mineralisering kan äga rum vid nästan alla markvattenhalter, men har de högsta nivåerna i väl-dränerade, genomluftade marker, och sker långsammare vid låga temperaturer. Immobilisering är den process där oorganiskt kväve omvandlas till organiska former, huvudsakligen som mikrobiell vävnad eller rotceller. Förhållandet mellan kol- och kväveinnehåll, C:N-kvoten, kan ge en indikation på om mikrobiella aktiviteter kommer att inducera immobilisering eller mineralisering – om det organiska innehållet är rikt på kväve (har en låg C:N kvot) leder nedbrytningen till mineralisering. Nitrifikation är en aerob process, som i allmänhet utförs av autotrofa bakterier som oxiderar ammonium till nitrat med syre som elektronacceptor. Nitrifikationen dämpas av högt markvatteninnehåll, bl.a. eftersom det blir brist på syre. I avsaknad av syre reduceras nitrat till dikväveoxid och kvävgas, genom denitrifikation.

4.4. Markavvattnings påverkan på transporten av suspenderat material

I det korta tidsperspektivet orsakar dikningsverksamhet grumlighet vid själva anläggandet av diken eller arbeten i strömfåror, liksom vid efterföljande rensningar av dessa. Denna grumlighet består av mindre markpartiklar som förs med vattnet en viss sträcka nedströms; hur långt beror på partiklarnas storlek och densitet och av vattenflödet. Partiklar kan även bildas när lösta ämnen fälls ut, t.ex. om de kemiska förhållandena ändras. Under vissa omständigheter kan dessa partiklar bildas i samverkan med mikroorganismer, som även i sig blir en del av partiklarna. Som exempel kan nämnas att järn förekommer löst i form av tvåvärda joner (Fe²⁺) när det blir syrgasfattig miljö (låg redoxpotential) i markvattnet, men oxideras till Fe³⁺ om markvattnet rinner ut i syrgasrikare miljö eller kommer i kontakt med luft om grundvattennivån sjunker. Eftersom den oxiderade Fe³⁺-formen har en lägre

löslighet tenderar den att fällas ut och bilda flockar av järn. Oxidationen av järn katalyseras av bakterier, vilka tillsammans med järnflockarna bildar partiklar som sedimenterar om vattenhastigheten blir tillräckligt låg.

Partiklar som sedimenterar i vattendragens strömfåror kan senare komma att resuspenderas/slammas upp om vattenhastigheten vid botten ökar. Detta kan ske vid flödestoppar, eller om bottenvegetationen i strömfåran – vilken bromsar flödes hastigheten - försvinner genom att den bryts ner efter växtsäsongen, eller avlägsnas vid rensning.

I områden där jordarna har låg genomsläpplighet och det är stor risk för ytavrinning kan täckdikning dock på litet längre sikt bidra till en minskad partikeltransport. Täckdikningen kan här bidra till att öka jordens infiltrationsförmåga, och därmed minska ytavrinningen och den tillhörande erosionen. På så sätt minskas förlusten av jord till närliggande öppna diken och vattendrag.

4.5. Hydrokemiska effekter

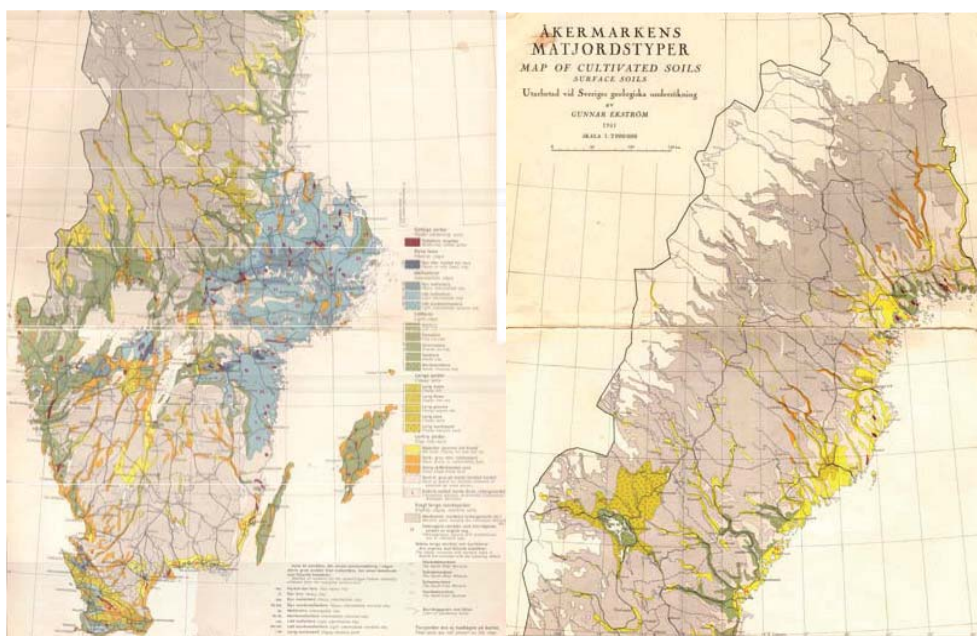
Effekterna av markavvattning på markkemiska förhållanden beror främst på ändrad markandning, vilket i sin tur bestämmer reduktions/oxidations-tillståndet av kemiska ämnen i marken. En annan viktig faktor är pH eftersom det påverkar lösligheten av olika ämnen. I en välluftad jord fungerar syre som den slutliga elektronmottagaren vid markorganismernas respiration och bildar tillsammans med vätejoner vatten. Under anaeroba förhållanden kan ett antal andra ämnen fungera som slutliga elektronmottagare och delta i reducerande processer (Russell, 1998).

En indikation på om det råder oxiderade eller reducerade förhållanden i marken är redoxpotentialen. Den minskar successivt när syrgasinnehållet i marken töms ut. Ämnen som deltar i redoxprocesser i marken är följande, rangordnade efter förekomst i reducerat tillstånd med minskande redoxpotential: O, N, Mn, Fe, S, C, H (Patrick & Reddy, 1978).

Reduktionen av de sista tre ämnena utförs av anaeroba bakterier som bara uppträder i marker under översvämmade eller av andra orsaker starkt anaeroba förhållanden (Tiedje et al., 1984). När en mark vattenmättas tenderar syret att konsumeras inom en till två dagar. Om ett anaerobt tillstånd kvarstår kommer NO_3^- , Mn(+IV) samt Fe(+III) att reduceras av anaeroba bakterier (White, 1979). Vid en senare oxidering av järnjoner kan rostutfällningar bildas. Sådana utfällningar av järnoxider kan skapa praktiska problem med blockerade dräneringsrör. En ytterligare konsekvens av att Fe^{2+} -joner oxideras till Fe^{3+} är att fosfatjoner ofta binds till aktiva järnhydroxider och därmed blir otillgängliga för upptag av växter (Stevenson, 1986).

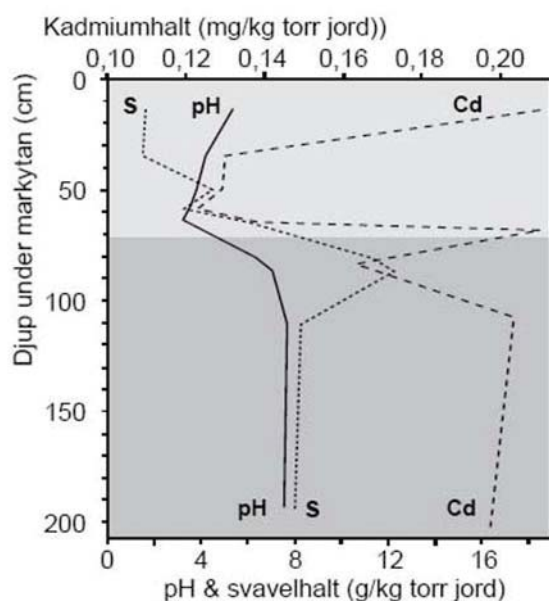
4.5.1. Förurning och metallläckage i sulfatrika jordar

Effekter av att marken förändras från anaeroba till aeroba förhållanden är starkt beroende av det ursprungliga pH-värdet och tillgången på organiskt material som energikälla för mikrobiell aktivitet. I Sverige kan försurningsproblem uppstå när gyttja eller vissa sulfidhaltiga jordar dräneras (Öborn, 1994). Vid en dränering av sådan mark minskar pH-värdet, eftersom oxidationsprocesserna under aeroba förhållanden frigör vätejoner till markvattnet. När en sulfidhaltig jord oxideras av luftens syre, efter dikning eller genom landhöjning, kan så mycket svavelsyra och järnutfällningar bildas att det varaktigt förändrar jordens egenskaper (Moore et al., 1999). Den totala odlade arealen sådana sura sulfatjordar i Sverige har uppskattats till 140 000 hektar (Öborn, 1994). De största områdena återfinns i finkorniga sedimentjordar längs Norrlands kust och i gytjtjeleror i Mälardalen (Figur 7).



Figur 7. Utbredningen av jordarter i Sverige; gyttejordar har en lila färg (Ekström, 1953).

Ovanför grundvattenytan har dessa jordar ett lågt pH, som gör att vissa potentiellt giftiga tungmetaller kan frigöras från jordarnas mineraler. Dräneringsvattnet från områden med sura sulfatjordar kan därför innehålla höga halter av tungmetaller. Figur 8 visar svavel- och kadmiuminnehållet samt pH på olika djup i en sur sulfatjord nära Mälaren. De totala halterna av svavel och kadmium är lägre i den oxiderade jorden ovanför grundvattenytan där också pH är lägre. Det samma gäller för ett flertal andra metaller bl. a. nickel, kobolt, mangan och zink (Sohlenius & Öborn, 2002).



Figur 8. Svavel- och kadmium-innehållet samt pH på olika djup ovanför och under grundvattenytan i en sur sulfatjord nära Mälaren (Sohlenius & Öborn, 2002).

Utförda undersökningar i Flarkbäcken i Västerbotten visar att koncentrationerna av tungmetaller och pH varierar kraftigt under året (Sohlenius & Öborn, 2002). Detta beror på att under torra perioder sjunker grundvattennivån vilket leder till oxidation av sulfidmineraler och bildandet av svavelsyra. Under torra perioder krymper också jorden ihop när vatten avdunstar. När jorden torkar upp bildas lodräta sprickor, och på ytorna i dessa sprickor binds olika föreningar som bildats genom oxideringen. Vid snösmältning och kraftiga regn, när mycket vatten rinner genom jorden, sköljs de sura föreningarna och metallerna ut till diken och vattendrag (Rosendahl & Wikman, 2009). Selinus (2008) sammanfattar potentiella problem med sura sulfatjordar i följande punkter:

- Skador i akvatisk miljö (lågt pH, metaller), t.ex. plötslig massdöd hos fisk.
- Minskad tillväxt av grödor, metallupptag i grödor, potentiellt upptag i betande djurbesättningar.
- Korrosion av stål och betongkonstruktioner.
- Igensättning av dräneringssystem.
- Surt, metallhaltigt vatten.
- Stora miljöbovar (>100 000 ha i Sverige).

Problemet är inte tillräckligt väl undersökt i Sverige, men forskning pågår bl.a. om hur sura sulfatjordar påverkar metallhalter i finska och svenska bäckar (Åström, 2007).

4.5.2. Näringsläckage från organogena jordar

Organogena jordar bildas när marken står under vatten långa perioder av året och det blir brist på syre i jorden. Nedbrytningen går då långsammare och därmed ackumuleras successivt allt mer organiskt material. En stor del av den mark som

torrlades under 1800-talet var våtmarker, dvs. det var organogena jordar som torrlades. Enligt Berglund et al. (2009) finns det idag 268 000 hektar organogen jordbruksmark i Sverige, varav 70 000 hektar är gyttejordar. Arealen organogen mark som torrlagts för skogsbruk uppskattas till drygt 1 miljon hektar (Hånell & Magnusson, 2005).

Effekterna av att torrlägga organogena jordar är flera. I första hand snabbas nedbrytningen upp eftersom jordprofilen syresätts vid torrläggningen. På grund av det får man ett generellt ökat läckage av framför allt kväve i form av nitrat. Om jordarna är täckdikade fungerar dräneringsrören som ett slags ”kortslutning”. Den bildade nitraten rinner snabbt genom rören ut i öppna diken eller åar i stället för att passera genom de övre grundvattenmagasinen, där en denitrifikation skulle ha kunnat ske. Läckaget storlek varierar dock beroende på den organiska jordens sammansättning. Detta diskuteras mer i detalj nedan under jord- och skogsbruksavsnitten (kap. 6).

När det gäller fosfor kan effekten delvis bli en annan. En ökad syresättning av jordprofilen kan leda till att den fosfor som frigörs vid nedbrytning av organiskt material binds till järn som oxiderats efter torrläggningen och finns som Fe(+III)-hydroxider i jorden (Zak et al. 2004). Torrläggning av organogen mark behöver därmed inte leda till ett ökat utläckage av löst fosfat. En stor del av fosfor är dock bunden till partiklar och påverkas därmed av samma processer som påverkar den generella förlusten av partiklar från dikade marker.

En annan effekt som kan uppstå när organogena jordar torrläggs är, som nämnts, att det avrinnande vattnet är försurat. En orsak kan vara att ammonium frigörs vid nedbrytningen och oxideras biologiskt till nitrat varvid vätejoner frigörs. Försurat vatten i torrlagda områden hänger dock ofta samman med att man torrlagt sulfidhaltiga jordar, vilket diskuterades i föregående avsnitt.

5. Markavvattning som en produktionshöjande åtgärd i jordbruket

Möjligheterna till rotutveckling, vatten- och växtnäringsupptag från alven är en av de viktigaste faktorerna för markens produktionsförmåga. En dåligt dränerad mark kännetecknas av hög vattenmättnad vilket gör att luftutbytet mellan atmosfären och marken försvåras. Åtminstone 5 till 10 % av porvolymen måste vara fylld med luft för att markandningen ska fungera. Vattenmättnad ger upphov till syrebrist och anaeroba förhållanden i marken, vilket leder till dålig markandning och en hämmad biologisk aktivitet. Vid låga redoxpotentialer reduceras järn och mangan, vätesulfider bildas liksom nitrit och det sker en ackumulering av koldioxid och etylen. Anaeroba förhållanden påverkar därmed grödans tillväxt både direkt och indirekt, genom begränsad rottillväxt och rotdöd, försämrad grobarhet, uppkomst och tillväxt samt vatten- och näringsupptag. Allt detta leder till lägre skördar och därmed att mer näringsämnen potentiellt kan läcka ut från marken (Figur 9).

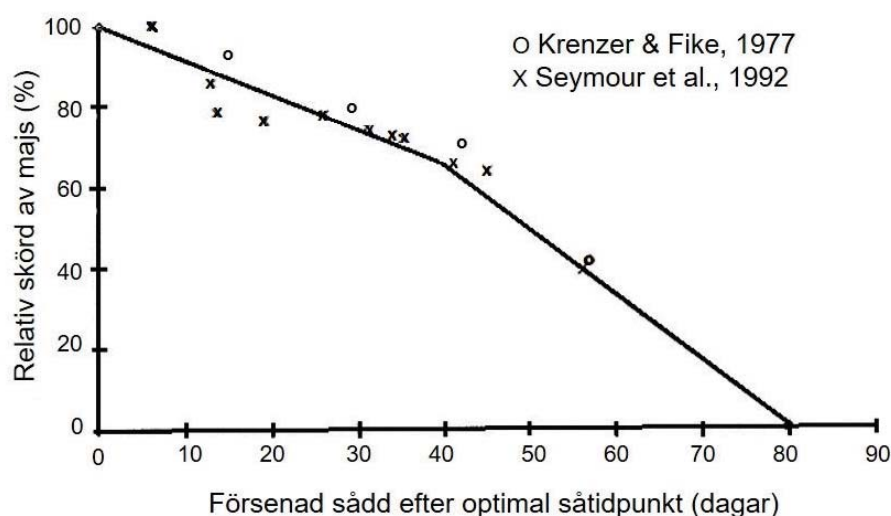


Figur 9. Otillräcklig dränering leder till lägre tillväxt och skörd samt ökat läckage av växtnäringsämnen. Efter Ravelo (1978) och Patwardhan et al., (1988).

Skördenedsättningar är ofta orsakade av vattenmättade förhållanden i dåligt dränerad mark (Evans & Fausey, 1999). Skördenedsättningarna kan bero på att dålig markbärighet har lett till försening av sådd och andra odlingsåtgärder, men också på markpackning eller skador på grödan orsakade av anaeroba förhållanden i marken. Tidpunkten för sådd har stor betydelse för avkastningen (Figur 10). En tidig sådd av vårstråsäd ger bättre bestockning, kraftigare rotsystem, mindre

sjukdomsangrepp och tidigare skörd. Det leder till en högre skörd samt bättre kvalitet. Enligt finska försök gjorda på 70-talet kan en dags försening av vårsådd på lerjordar minska kärnskördens med 100-200 kg ha⁻¹ (Larpe, 1981).

Effekter av förändrade produktionsmetoder återspeglas ofta i att avkastningen inom ett fält varierar mycket. Lägst avkastning registreras vanligtvis på vändtegen, vilket av allt att döma beror på markpackning (Thylén, 1997). Det finns idag tydliga indikationer på att strukturtillståndet i svenska alvjordar har försämrats under de senaste 40 åren. Man har t.ex. uppmätt betydligt lägre genomsläpplighet i marken på 10 platser i Skåne och Uppland år 1997 jämfört med mätningar utförda på 1950- och 1960-talen (Moberg, 2001).



Figur 10. Skördeminskningar orsakade av försenad sådd av majs (Seymour et al., 1992 publicerad i Evans and Fausey, 1999, med tillstånd från American Society of Agricultural and Biological Engineers).

5.1. Dräneringsförsök med olika avstånd

Ett rätt dimensionerat dräneringssystem utgör den viktigaste möjligheten att styra markfuktigheten. Genom valet av dikesdjup och dikesavstånd kan man reglera hur intensivt marken kommer att dräneras. I viss mån är djupet och avståndet utbytbara storheter vilket innebär att man under vissa förhållanden kan kompensera ett minskat dikesdjup med ett tätare dikesavstånd.

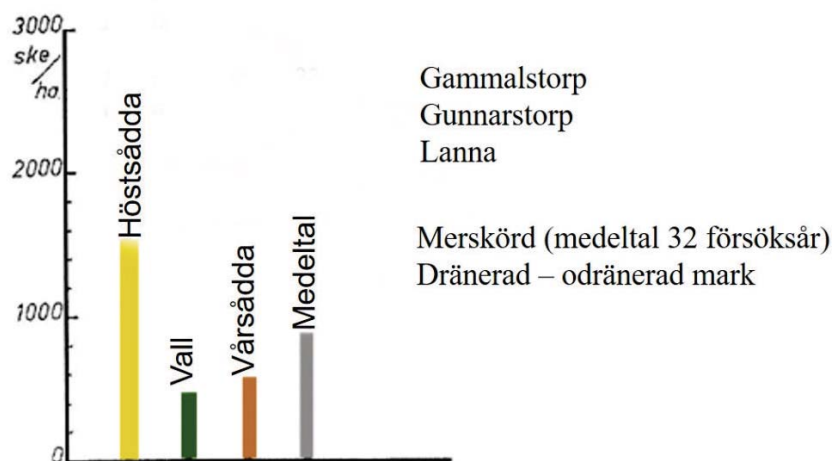
Under åren 1947 till 1977 undersöktes dräneringsbehovet på olika jordar i ett fältförsöksprogram med 100 försöksfält för studier av avstånden mellan dräneringsledningarna, och ca 25 försöksfält för studier av dikesdjupets inflytande på skörden. Försöken pågick i genomsnitt under 14 odlingssäsonger, vilket sammanlagt innebär cirka 1800 skördeår (Håkansson, 1960; Håkansson, 1961; Håkansson, 1969; Eriksson, 1979). För att kunna jämföra skördar från olika grödor angavs skördens storlek i skördeenheter (ske) per hektar. En skördeenhet motsvarar 1 kg havre, 0,87 kg korn, 0,85 kg vete, 0,51 kg oljeväxter och 1,67 kg hö.

Försöksfälten representerade huvudtyperna av svensk åkermark. Utifrån dessa försöksresultat gjordes beräkningar av ekonomiskt optimal dikesintensitet för olika jordarter genom att väga kostnaderna för dikning mot de vinster som den medför i form av högre skörd, bättre brukbarhet och bärighet. De skördenivåer man fick vid olika dikesavstånd varierade både mellan olika år för samma försöksplats och mellan olika försöksplatser beroende på klimatförhållanden, jordart och odlad gröda (Tabell 1). I allmänhet fick man större skördeeffekter av dikesavstånd i västra Sverige än i östra. Det kan bero på att nederbörden är lägre i östra Sverige och klimatet gynnsammare för övervintrande grödor.

Med ökat dikesavstånd blir grödan i allmänhet sämre. Detta kan bero på sämre struktur i matjorden vid sådd, på markpackning, tidvis vattenmättnad i matjorden och högre grundvattennivåer i alven. Ett sämre bestånd blir också känsligare för svampangrepp och har lägre konkurrensförmåga mot ogräs. En sammanställning av den merskörd man fått från vallar, höstsådda och vårsådda grödor efter markavvattning på tre försöksplatser under 32 skördeår i Västergötland visade en genomsnittlig skördeökning på nära 1000 skördeenheter för samtliga grödor (Figur 11). De största merskördarna uppmättes i höstsådda grödor.

Tabell 1. Genomsnittliga skördenivåer vid olika dikesavstånd under en 24-års period (1949-73) i några dräneringsförsök från olika klimatområden och jordar (Eriksson, 1990).

Försök, län	Jordart	Nederbörd, medel (mm)	Genomsnittlig skördenivå vid olika dikesavstånd		
			Intensiv	Extensiv	Odikat
Gunnarstorp, Skaraborg					
Intensiv = 16 m	<i>Styv lera</i>	648	100	90	67
Extensiv = 32m					
Odikat = 80m					
Gammalstorp, Skaraborg					
Intensiv = 10m	<i>Lättlera</i>	707	100	88	90
Extensiv = 24 m					
odikat =48m					
Tyskagården, Skaraborg					
Intensiv = 16m	<i>Grovmo</i>	632	100	96	-
Extensiv = 32m					
Uddeholm, Värmland					
Intensiv = 18m	<i>Mjäla</i>	718	100	-	93
Extensiv = 60m					
Falkenå, Örebro					
Intensiv = 16 m	<i>Mellanlera</i>	656	100	91	-
Extensiv =32 m					
Säby, Östergötland					
Intensiv = 16m	<i>Styv lera</i>	546	100	93	-
Extensiv = 32 m					



Figur 11. En sammanställning av merskörderna vid dikning från vallar, höstsådda och vårsådda grödor på tre försöksplatser på lerjord under 32 skördeår i Västergötland (Håkansson et al., 1974).

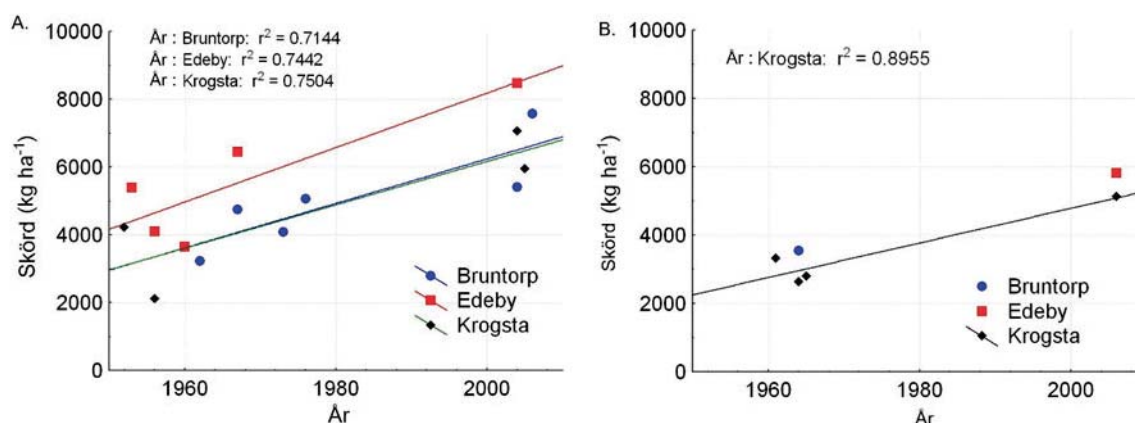
År 1954 anlades två kombinerade diknings- och såtidförsök på Lanna försöksstation på Varaslätten i Västergötland, cirka 30 km väster om Skara. I försöksplanen ingick tre dikningsavstånd: 16, 32 och 80 meter i kombination med fyra olika såtidpunkter för vårsäd. Havre gav en signifikant högre skörd vid dräneringsavstånden 16 m och 32 m än vid 80 m, och också signifikant högre skörd vid tidig sådd. Vete gav en signifikant skördeökning vid 16 m dikningsavstånd jämfört med 80 m. För korn sågs inga signifikanta skördeskillnader mellan fälten med olika dikningsavstånd, men en signifikant lägre skörd på fält med sen sådd (Tornerhjelm, 2014).

År 2004-2006 genomfördes en studie av den långsiktiga effekten av dränering på markstruktur och skörd (Wesström et al., 2008). Detta gjordes genom att bestämma skörd och markegenskaper i tre försök på lerjord med olika dikesavstånd (Berglund et al., 1976; Håkansson et al., 1973; Håkansson et al., 1974). Dessa försök lades ut i mitten på 50-talet och då klassades jorden som att ha god struktur med hög genomsläpplighet. I försöken ingick två dikesavstånd mellan 10 och 32 meter som återkom i två eller tre upprepningar (Håkansson, 1961). De utfördes i form av så kallade bandförsök. Skördedrag gjordes parallellt med täckdikena på olika avstånd från diket (Led A till E). Under uppföljningen skördades försöken på samma sätt som under tidigare år.

Tabell 2. Sammanställning av grödor, antal år och block som har ingått i studier av långsiktiga effekter av dränering på olika försöksplatser i Sverige (Wesström et al., 2008).

Försöksplats	Grödor	Antal block	Antal år
Bruntorp	Råg/höstvete/havre/korn/höstoljeväxter/	6 (1961-1976)	11
	Våroljeväxter	4 (2004-2006)	
Edeby	Vårvete/höstvete/havre/korn/höstoljeväxter/	6 (1952-1968)	15
	våroljeväxter/vall	4 (2004-2006)	
Krogsta	Vårvete/höstvete/havre/blandsäd/vall	6 (1952-1965)	14
		4 (2004-2006)	

De vanligaste återkommande grödorna i växtföljden var höstvete och havre. Höstvete odlades vid 15 skördeår och havre vid sex skördeår av vilka fyra av åren var i Krogsta. I led A observerades en betydande skördeökning vid de olika försöksplatserna under försöksperiodens gång (Figur 12). Medelskördarna av höstvete och havre ökade med 130 respektive 95 % under de senaste 40 åren.

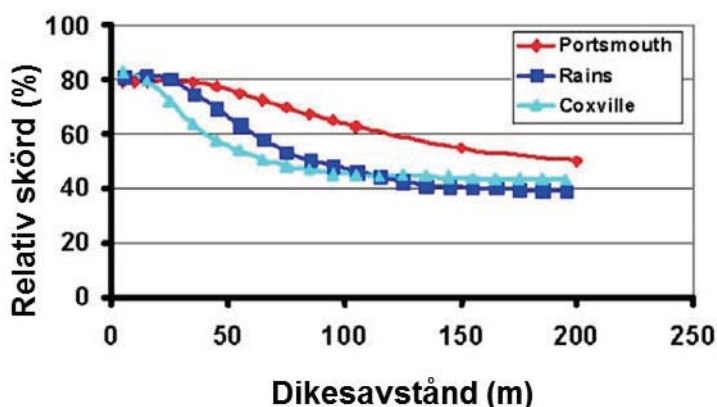


Figur 12. Medelskördar från led A vid Bruntorp, Edeby och Krogsta av a) höstvete (N=15) och b) havre (N=6). (Wesström et al., 2008).

Resultaten av de utförda bandförsöken ger klara indikationer på positiva effekter av dräneringssystem på skörden. Skördarna var högre i närheten av dräneringsledningarna och minskade med ökande avstånd från ledningarna (dikesavstånd på 30-36 m). Detta gällde för alla grödor, både höst- och vårsådda och förändrades inte över tiden (Tabell 3). Även om resultaten inte var statistiskt säkerställda så var samtliga skördar från de behandlingarna B-E klart under 100. Det är tydligt lägre än skördarna i närheten av dräneringsledningarna (A). Skörden hade också en nergående trend med ökat avstånd från en ledning (B>C>D>E). Resultaten stöds av studier från USA som indikerar att i dåligt dränerade jordar bör ledningarna inte ligga mycket glesare än ca 30 m för att undvika skördebortfall (Figur 13).

Tabell 3. Medelkvadratsummor av relativ skörd från olika behandlingar där avståndet till dränerings-ledningarna ökade i ordningen E>D>C>B>A. (Wesström et al., 2008)

Behandling	Relativ skörd	Standard fel
B	94,2679	2,1123
C	93,7816	2,1123
D	93,5819	2,1123
E	92,5802	2,1126



Figur 13. Medelvärde för skördeutfall under en 50-årsperiod i förhållande till avstånd mellan dräneringsledningarna för tre olika jordar med dålig naturlig dränering i NC, USA, modellberäknade med DRAINMOD (Skaggs et al., 2005, med tillstånd från American Society of Agricultural and Biological Engineers).

5.2. Dräneringsförsök med olika djup

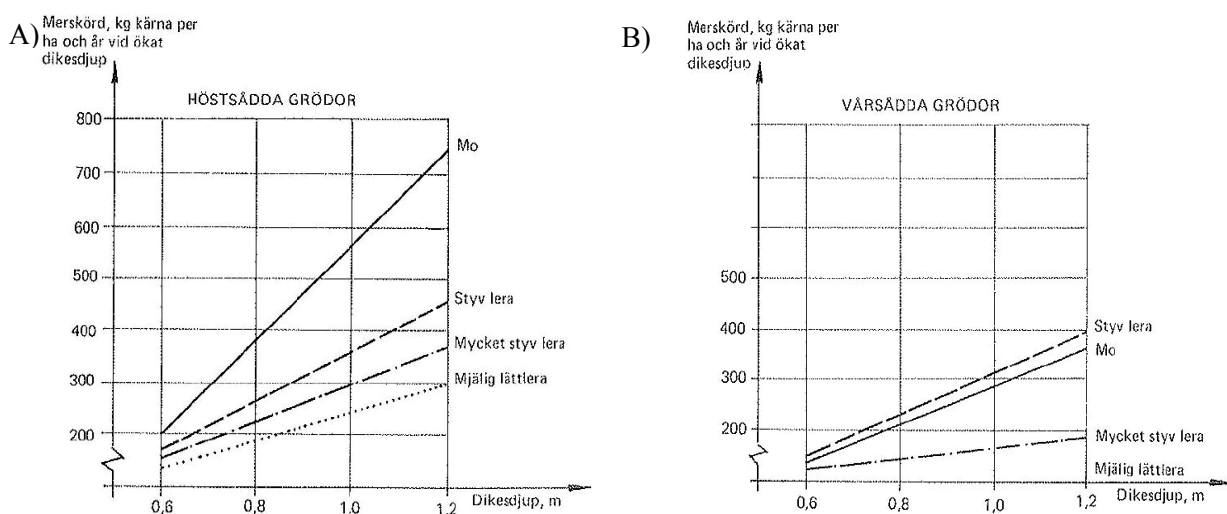
Dränering påverkar förutsättningarna för odling genom att markandningen förbättras och medverkar även till en tidig och jämn upptorkning, förbättrad markbärighet m.m. Dikesdjupet har dock betydelse för att uppnå dessa effekter. Genom val av dikesdjup bestämmer man både hur djupt grundvattennivån kommer att sänkas och hur snabbt avledningen av vatten kommer att ske. Ju större dikesdjup desto snabbare kommer grundvattnet att sjunka till dikesnivån. Grundvattenytan utgör en gräns mellan fritt och kapillärt bundet vatten. Grundvattenytan kan också utgöra en gräns mellan genomluftad och vattenmättad mark, men detta beror på markens textur och struktur eftersom det styr förmågan att binda vatten kapillärt. I en grusjord med stora porer och låg kapillär stighöjd är grundvattenytan en klar gräns för vattenmättad mark. Däremot är gränsen praktiskt taget obefintlig i en tät mjälajord med små porer och därmed hög kapillär stighöjd. Kapillärkraften gör att vatten kommer att stiga över grundvattenytan och det uppstår en zon med successivt minskande grad av vattenmättnad tills den s.k. övre stighöjden uppnås.

Grundvattennivåns läge har stor betydelse för andelen av vatten/luft i porsystemet hos grövre jordar, men ju finare jordens kornstorlek är desto mindre betydelse har

detta. Andelen luft i porsystemet blir i stället i allt högre utsträckning beroende av hur väl utvecklad makrostrukturen är, d.v.s. sprickor, maskgångar och rotkanaler. Väl utvecklade makroporer gör att vatten och luft snabbt kan röras genom jorden. Mjälajordar har en särskilt instabil struktur, vilket gör att det i dessa jordar är svårast att påverka vattenhalten genom dränering.

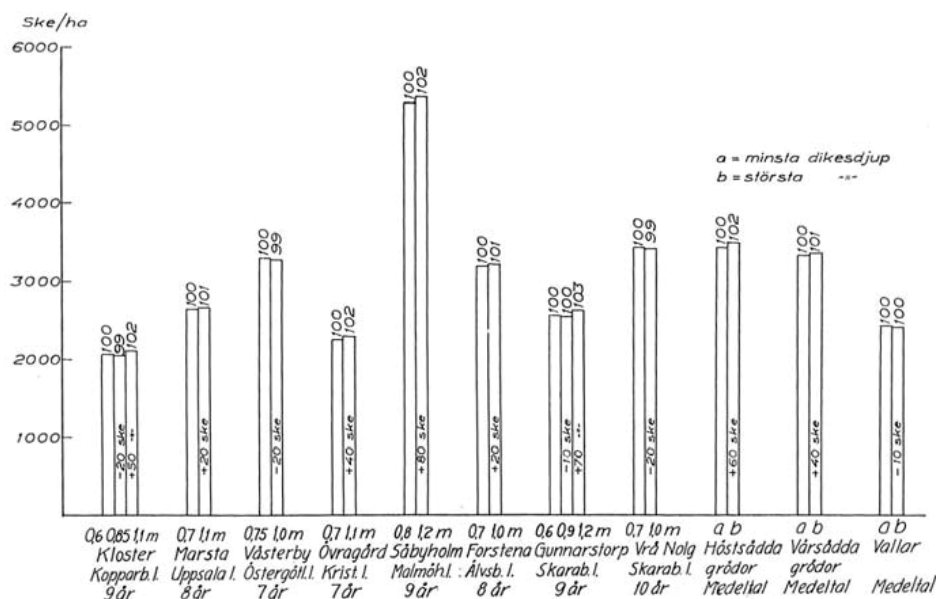
Håkansson (1969) presenterade resultaten från 13 fältförsök för studier av dikesdjupets inverkan på grundvattenstånd, skördeavkastning samt markens upptorkning och bärkraft. Försöken lades ut mellan år 1952 och 1962, och delresultat från försöksserien har tidigare publicerats i Håkansson (1960).

Av försöken framgick att vid en minskning av dikesdjupet från 1,2 m till 0,5 m minskade skördarna med i medeltal 230 skördeenheter per hektar under de 118 skördeåren. En analys av resultaten efter jordart visade att skördeminskningen i genomsnitt var 360 skördeenheter per hektar på mojordar, 70 skördeenheter per hektar på mjälajordar, 250 skördeenheter per hektar på styva leror och 110 skördeenheter per hektar på mycket styva leror (Håkansson, 1969; Figur 14A & B).



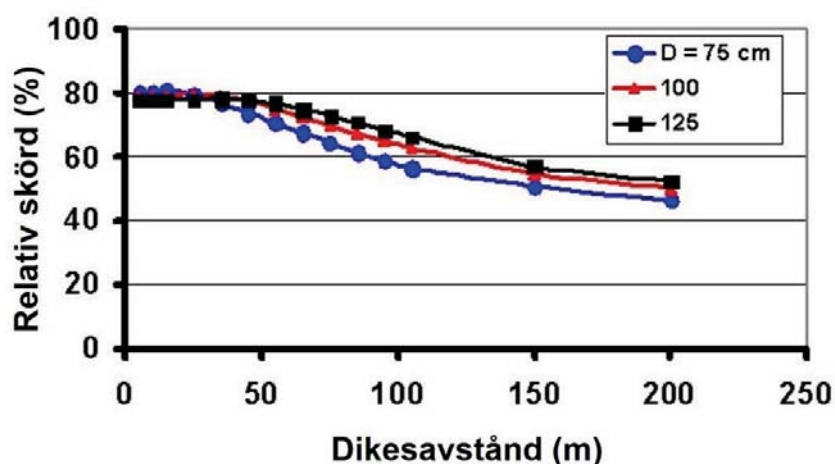
Figur 14. Skördeökning vid ökat täckdikningsdjup på fyra olika jordarter, A) i höstsädd gröda, B) i Vårsädd gröda (Håkansson, 1969).

De största skördeminskningarna uppmättes i höstsädda grödor (420 skördeenheter per hektar; Figur 15). I vårsädda grödor och vall uppmättes genomsnittliga skördeminskningar på 180 respektive 110 skördeenheter per hektar.



Figur 15. Genomsnittliga skördar vid olika dikesdjup på olika försöksplatser, och för höst- och vårsådda grödor samt för vallar (Håkansson, 1960).

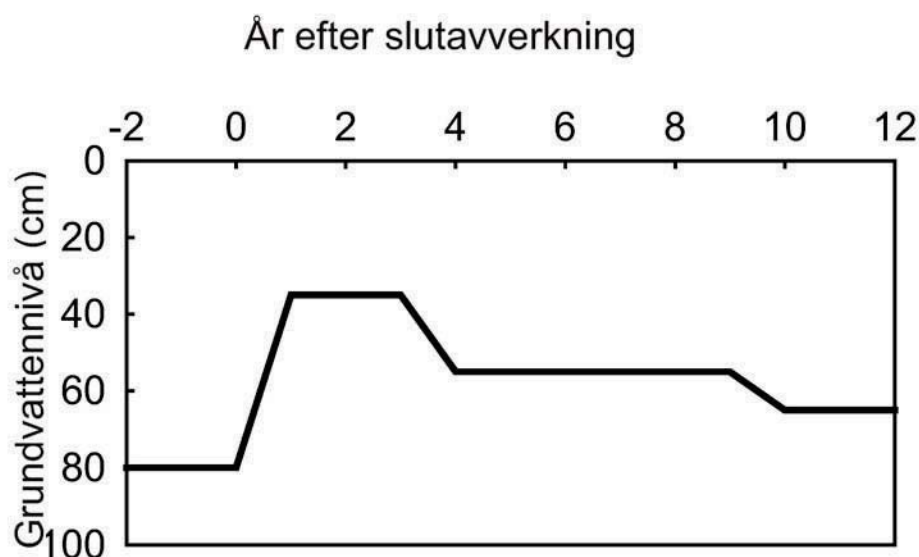
I USA har datamodeller använts för beräkningar av långsiktiga effekter av olika dikesdjup och dikesavstånd på skördeutfallet. Beräkningarna visade att ett minskat dikesdjup i viss mån kan kompenseras av ett tätare dikesavstånd. När dikesdjupet minskades ökade skördeförlusterna med ökat dikesavstånd (Skaggs et al., 2005) (Figur 16).



Figur 16. Skördeutfall i förhållande till dikesdjup och avstånd mellan täckdiken i USA, beräknat med DRAINMOD. Medelvärde för skördeutfall under en 50-årsperiod i förhållande till dikesdjup och avstånd mellan dräneringsledningarna för en sandig mojord i NC, USA (Skaggs et al., 2005, med tillstånd av American Society of Agricultural and Biological Engineers).

6. Markavvattning som en produktionshöjande åtgärd i skogsbruket

Markens vatteninnehåll har stor betydelse för skogens tillväxt. Både för lite och för mycket vatten hämmar tillväxten. Vatteninnehållet i marken regleras naturligt genom landskapets topografi, gravitationen och vegetationens evapotranspiration. Evapotranspiration är den viktigaste processen som styr vattenbalansen i en skogsmark (Paavilainen & Päivänen, 1995; Ahti & Päivänen, 1997). En växtlig skog kan själv dränera marken (Lundin, 2005). Gallring och slutavverkning leder till en drastisk minskning av interceptionen och transpirationen, vilka båda bidrar till den totala evapotranspirationen under vegetationsperioden (Dubé & Plamondon, 1995). Avverkning kan därmed orsaka en signifikant höjning av grundvattennivån, både i samband med slutavverkning (Figur 17) (Heikurainen, 1967; Berry & Jeglum, 1991; Dubé & Plamondon, 1995; Roy et al., 1997; Lundin, 2005) och gallring (Heikurainen & Päivänen, 1970; Päivänen, 1980, 1982; Päivänen & Sarkkola, 2000; Pothier et al., 2003). Vid traditionell skogsskötsel på avvattnade skogsmarker krävs det därför att marken dikas tillräckligt djupt för att man ska kunna etablera ny skog. Publicerade resultat visar att fuktiga fastmarksjordar har en större tendens att bli vattenmättade efter avverkning än organogena jordar. En trolig anledning till detta är en lägre vattenhållande förmåga hos finkorniga mineraljordar än hos organogena jordar (Dubé et al., 1995; Roy et al., 2000).



Figur 17. Grundvattennivåns ändring efter slutavverkning vid år 0 och successiv skogsetablering under 12 år (Lundin, 2005).

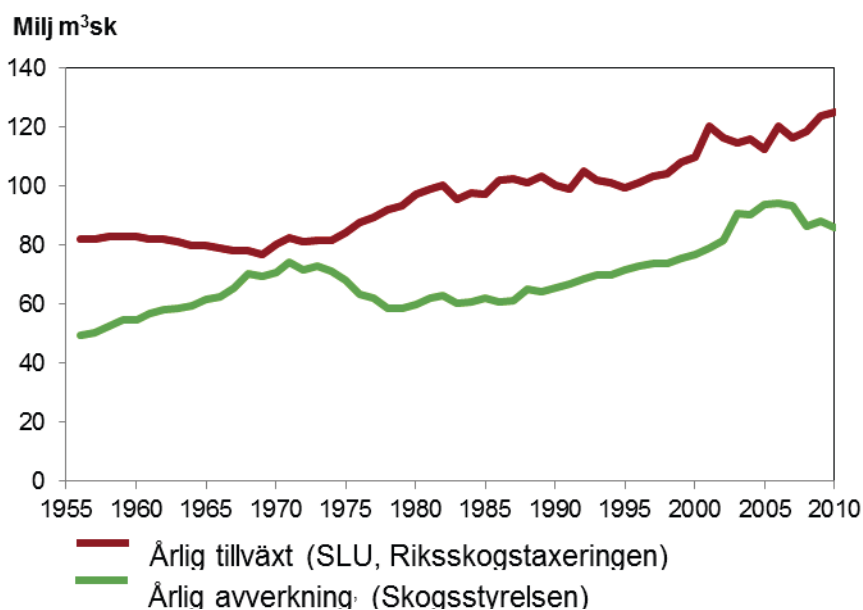
Skogsstyrelsens årliga enkätundersökningar bland skogsägare visar att:

- Omfattningen av ungskogsröjning under perioden 2008-2013 varierade mellan 250 000 och 265 000 ha
- Omfattningen av markberedning har fluktuerat runt ca 160 000 ha per år sen 2003, medan den planterade arealen har ökat under samma tid och år 2014 uppgick till 159 000 ha.
- Arealen gödslad skogsmark har minskat från 80 000 ha år 2010 till ca 22 000 ha år 2014, och det är uteslutande fastmark som gödslas.
- Arealen anmäld skyddsdikning ökade kraftigt från år 2000 till 2010, men har sen minskat och år 2012 anmäldes 4100 ha skyddsdikning.

6.1. Biomassaproduktion på dikad fastmark

För en god beståndsetablering och skogstillväxt på fastmark ska röjning, gallring och slutavverkning utföras vid rätta tidpunkter. Det är dessutom väl känt att tillväxten på fastmark är kvävebegränsad, till skillnad från på torvjord, där tillväxten begränsas av fosfor och kalium. I stort sett all skogsgödsling i Sverige sker på fastmark.

Den årliga tillväxten i skogen ligger sedan början av 2000-talet på 120 milj. m³sk. och den ökande trenden sedan 1970-talet är idag bruten. Avverkningen ökade också kraftigt under de första åren av 2000-talet, men sen har den årliga avverkade volymen återigen minskat. Den totala avgången var under en kort tid i början på 1970-talet i närheten av tillväxten (Skogsstyrelsen, 2009). År 2005 var skillnaden mellan tillväxt och avgång ca 15 milj. m³sk.



Figur 18. Årlig avsatt tillväxt (inkl. tillväxt på avverkade träd men exkl. skyddad mark) och årlig avverkning under perioden 1956-2010 (glidande femårsmedeltal) för alla ägoslag utom fjäll och bebyggd mark. (Källa: Riksskogstaxeringen, Skogsstyrelsen).

6.2. Hydrologiska och kemiska förändringar av dikning på fastmark

Efter markavvattning skapas en omättad markvattenzon som tillfälligt kan lagra vattentillskott från nederbörd. Under perioder med hög nederbörd eller snösmältning fylls markvattenzonen upp och blir ofta vattenmättad. Detta gör att höga vattenflöden i nedströms vattendrag motverkas och flödestopparna blir mindre. När hela marksystemet är vattenmättat kan dock ytterligare nederbörd lättare dräneras undan genom anlagda diken, vilket leder till snabbare flödesbildning. Enligt Lundin (2003) så kan effekten av en markavvattning bli en fördröjd avrinningsbildning av ovan beskrivna skäl. Samtidigt så gör dikena att strömningsvägen genom marken blir kortare och att vattentransporten underlättas genom dikena. I Lundins studier (2003) av små avrinningsområden ökade de högsta vattenföringarna efter både avverkning och dikning av både fuktiga och blöta fastmarker, vilket stämmer med andra observationer.

Liksom för organogena jordar medför markavvattning en ökad nedbrytning av markens organiska material även i mineraljordar. Övriga kemiska förändringar liknar de som diskuterats för jordbruksmark.

6.3. Biomassaproduktion på dikad torvmark

För att uppnå en god beståndsetablering och tillväxt på torvmark ska röjning, gallring och slutavverkning utföras vid rätta tidpunkter, på samma sätt som för fastmark. Däremot skiljer sig skogsskötsel på avvattnade torvmarker från skogsskötsel på fastmark i två viktiga avseenden (Hånell, 2007):

- Markvattenståndet är högt eller har varit högt. Detta innebär att vattentillståndet måste kontrolleras för att god skogsproduktion ska vidmakthållas.
- Växtnäringsförhållandena i torvmarkerna skiljer sig i grunden från fastmarkernas genom att vittring av bergartsbildande mineral, som är karakteristisk i fastmarker, inte förekommer i torvmarker. Detta gör att torvmarker ofta har brist på mineralnäringsämnen, bland annat fosfor och kalium.

Efter en markavvattning kommer dikenas hydrauliska egenskaper gradvis att försämrans. I torvmark kan orsakerna vara t.ex. att torven bryts ned, att sidorna rasar ihop, att dikena fylls igen av material p.g.a. körskador, eller att vegetation etableras i dikena. Sikström och Höökä (2015) citerar en studie som observerade att dikesdjupet i avvattnad torvmark hade minskat med 0,24 – 0,36 m på 20 år. En annan citerad studie visade att försämringen i dikeskapaciteten var korrelerad med torvdjupet (mätt ned till en meters djup). Om dikesdjupet minskar kan det uppstå behov av dikesskötsel för att upprätthålla den avsedda produktionsnivån, även om det inte alltid är så. Samma författare citerar en finsk studie av olika diken med en

ålder varierande mellan 14 och 26 år. Den visade att dikenas kvalitet, djup och ålder inte var faktorer som gav ett bra underlag för att bedöma om dikesskötsel var motiverat eller ej.

Studien visade att även om det ur produktionssynpunkt finns ett återkommande behov av viss dikesrensning och/eller skyddsdikning i skogsmark, är det i vissa områden i praktiken onödigt, eftersom det inte höjer produktionen. Sikström & Hökkä (2016) menar att tillgängliga kvantitativa data tyder på att tillväxten av tall på vissa avvattnade torvmarker kan öka med $0,5 - 1,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ under 15-20 års tid efter dikesrensning i bestånd med $20 - 150 \text{ m}^3 \text{ sk ha}^{-1}$. De presenterar även två hypoteser för när denna positiva effekt uppträder: i) grundvattennivån innan rensningen ligger närmare markytan än 25-30 cm; ii) beståndet är tunnare än $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Sedan 1850 har ca 1,5 miljoner hektar torvmarker markavvattnats i Sverige för att skapa produktiv skogsmark, men av dessa är idag fortfarande 0,3 miljoner hektar impediment (Hånell 2006). Skogsstyrelsen uppgav 1995 att 1,1 miljoner hektar av den torvtäckta marken var dikad, men bedömde att diken på ca 0,5-0,7 miljoner hektar inte behövde rensas. Skälen som angavs var dålig lönsamhet eller höga naturvärden (Henrikson & Petersson 2006). Dessa siffror visar att en del av de diken vi ser idag är onödiga. Det finns dock ett behov av att lokalt kunna väga produktionsnytta mot miljövårdsnytta inför eventuella dikesrensningar. I ett examensarbete inventerade Gunnarsson (2009) behovet av dikesrensning genom att i fält bedöma produktionsnyttan med hjälp av ett protokoll utarbetat av WWF och Sveaskog. I arbetet ingick kartläggning av diken och vägar samt en bedömning av produktionsstatus inom ett 545 hektar stort avrinningsområde i Västra Götaland. Resultaten visade att det inom området fanns 3,7 km skogsdiken och 3,2 km skogsbilvägsdiken. Av den totala skogsarealen var 7 % påverkad av skogsdikning eller vägdiken. Av skogsdikena bedömdes 32 % sakna produktionsnytta. Proportionen onödig dikning var alltså ungefär den samma som tidigare presenterade schablonvärden, men genom inventeringen kunde tillståndet för specifika skogsarealer och diken identifieras. Likaledes konstaterar Sikström & Hökkä (2016) att beslut om behov av dikesrensning måste inkludera en bedömning av beståndets status, geografiska faktorer samt klimat, och hänvisar till bl.a. Sarkkola et al. (2012, 2013).

6.4. Hydrologiska och kemiska effekter av markavvattning på torvmark

Effekten av markavvattning på hydrologin och torvmarkens egenskaper som växtplats varierar kraftigt, främst beroende på hur effektiv dräneringen blir. Vid en sänkning av grundvattenytan ökar syretillgången i marklagren ovanför. Rötter får mer tillgång till syre och produktionen kan öka. Beroende på torvens egenskaper anses en sänkning av grundvattennivån till 35 - 55 cm under marknivå under växtsäsongen vara nödvändig (von Stedingk, 2008). Detta stämmer väl med

slutsatserna i en nyligen publicerad litteraturöversikt (Sikström & Hökkä, 2016), där författarna menar att 90 cm djupa diken med 25 – 80 m avstånd är vanligt förekommande på dikad torvmark.

Under torra perioder då vattendragen har litet vattenflöde kan avvattningens effekt bli att öka utflödet av grundvatten. På så sätt upprätthålls ett, om än litet, flöde i vattensystemet även under lågflödesperioder (Lundin, 2005). Syftet med att markavvattna torvmark är dock att etablera skog och då tillkommer trädens dränerande effekt, vilket gör att det uppstår risk för uttorkade bäckfåror under sommartid.

Liksom för mineraljordar sjunker pH i den ytliga torven vid markavvattning. Som tidigare nämnts (avsnitt 4.5) beror detta på en ökad oxidation av organiska och oorganiska beståndsdelar, vilket leder till att protoner avges och på så vis sjunker pH. Den mikrobiella aktiviteten påverkas både av ökad syretillgång och sjunkande pH, där det senare kan sänka nedbrytningshastigheten.

Minskningen av vattennivån leder också till att markytan sjunker genom sättning av torven. Sättningar på mellan 7 och 70 cm har uppmätts, varav den största delen sker under de första åren (Laine et al., 2006). Sättning leder till att torvens densitet ökar, vilket påverkar sådana markfysikaliska egenskaper som vattenhållande förmåga och hydraulisk ledningsförmåga. Temperaturförhållandena kan också ändras kraftigt i den ytliga torven efter en markavvattning. Det kan bli större temperatursvängningar eftersom temperaturen ofta ökar under de första åren och tjälén tinar senare på sommaren (Laine et al., 2006).

7. Effekten av markavvattning på transporten av närsalter, pesticider och metaller

Många av de vattenförekomster som i dag inte når upp till önskvärd status enligt vattendirektivet är kraftigt belastade av närsalter från jordbruk. Inom ramen för denna studie har det inte varit möjligt att särskilja läckaget från jordar som är markavvattnade från dem som inte är avvattnade. Vid olika belastningsberäkningar görs inte någon sådan åtskillnad utan läckaget anges per gröda, jordart och klimatregion, uppdelat på de s.k. läckageregionerna. Det är därför inte möjligt att kvantitativt särskilja hur mycket större eller mindre läckaget av kväve, fosfor eller något annat ämne har blivit i Sverige på grund av att åkermarken har avvattnats. I nedanstående avsnitt diskuterar vi i stället de principiella effekterna som kan uppstå av att ett fält avvattnas, och vilka förhållanden som ligger bakom.

Det har inte heller varit möjligt att för skogsmark skilja effekten av markavvattning och dikesrensning på transporten av organiskt material och kvicksilver från den som hänger ihop med generellt intensifierade metoder för skogsbruk, i form av markbearbetning, vägdragning med tillhörande diken, och körskador. En generell försiktighet när det gäller all form av störning av markprofilen i skog borde gälla för att minska dessa transporter.

Ytterligare en effekt av den storskaliga markavvattning som skett i Sverige under ett par hundra år är att omvandlingen och retentionen av kväve och fosfor från rotzonen har minskat i grund- och ytvatten. Orsaken är att grundvattennivåer har sänkts och vattenmagasin tagits bort. Dessa storskaliga effekter ligger utanför uppdragets ramar, men är viktiga att hålla i minnet när det gäller åtgärdsprogrammen och vilka mål som är rimliga att uppnå med bibehållen biomassaproduktion i det svenska jord- och skogsbrukslandskapet.

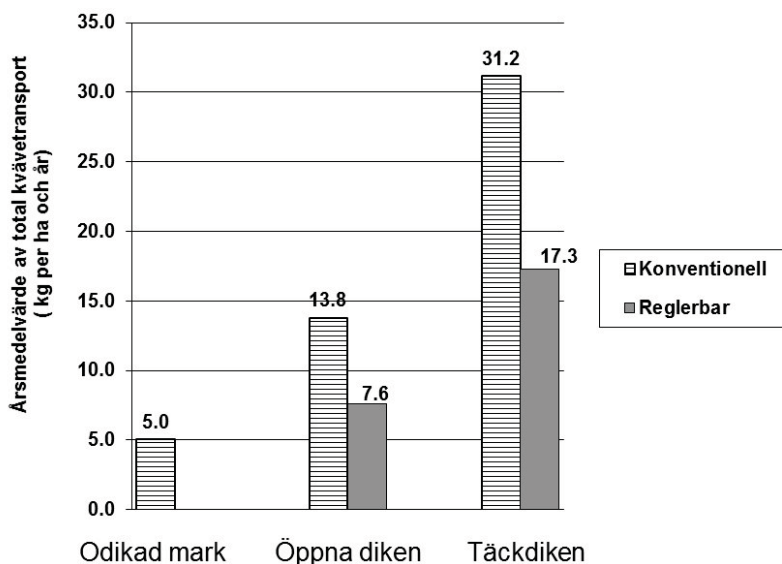
7.1. Jordbruksmark

Ett dräneringssystem kan ha en dramatisk effekt på kemiska och biologiska processer som kontrollerar förlusterna av näringsämnen från mark till vatten (Needelman et al., 2007). I en litteraturöversikt från 1994 framhölls att tydliga effekter av nydikning och uppodling är ökade förluster av sediment och näringsämnen (Skaggs et al., 1994). I områden med begränsad markdränering kan öppna diken fungera som ”ledningar” där näringsämnen transporteras direkt till recipienten. Detta gäller t.ex. för fosforförluster från fält där man har lagt på organiskt gödsel i form av stallgödsel eller slam (Sharpley et al., 2007).

7.1.1. Kväveomsättning och transport

Skaggs et al. (1994) citerade flera studier där man konstaterade en ökad uttransport av nitratkväve i fält som var dränerade, och man förklarade det bl.a. med att denitrifikationen minskar efter markavvattning. Ofta kan det vara svårt att tydligt påvisa betydelsen av enbart dränering eftersom uppodling och gödsling i sig leder till en ökad uttransport av kväve. På många jordar, framförallt de organogena, är dränering en förutsättning för att odlingen ska vara möjlig. Den ökade syresättning av jordprofilen som blir ett resultat av dränering av en organogen jord medför att nedbrytningen av det organiska materialet sker mycket snabbare, vilket leder till ökade förluster av kväve. Skaggs et al (1994) drog den generella slutsatsen att intensiv dränering av jordbruksjordar ökar förlusterna av kväve i form av nitrat, och att det är orsakat både av den snabbare kväveomsättningen och av en minskad denitrifikation. Evans et al. (1996) presenterade resultaten av omfattande undersökningar av kväveläckage från dränerade jordar; de visade ett påtagligt högre läckage från täckdikad mark än från mark som var dränerad med öppna diken (Figur 19).

Kladivko et al. (2004) studerade dikesavståndets betydelse för kväveläckaget i en siltjord med ett dräneringssystem på 0,75 m djup. De visade tydligt att när rören låg med 5 m avstånd var nitratläckaget nästan dubbelt så högt som från fält där dikesavståndet var 20 m. Koncentrationerna i vattnet var desamma, så skillnaden förklarades av den betydligt högre avrinningen från fält med hög dräneringsintensitet.



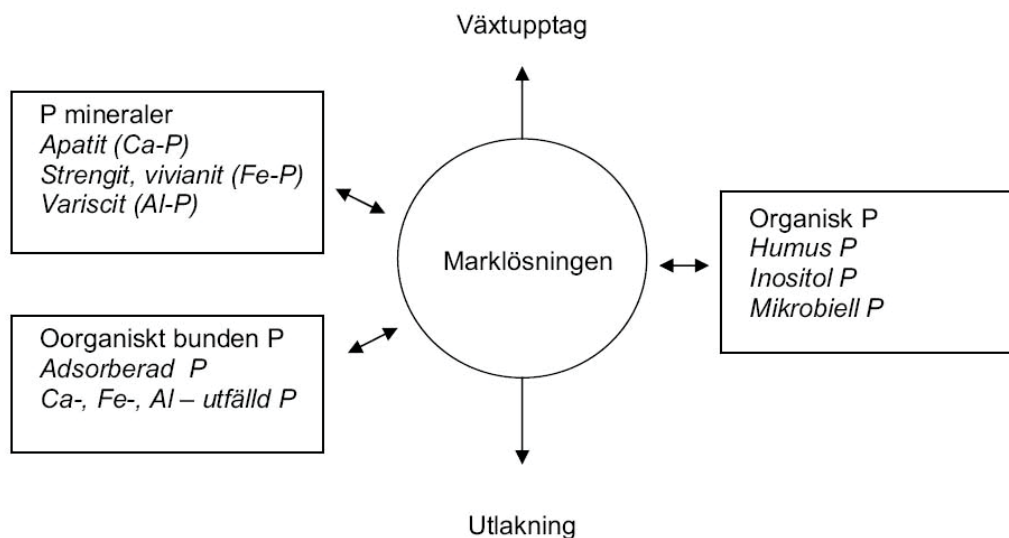
Figur 19. Årsmedelvärde av total kvävetransport vid fältgränsen från ej odlad odränerad mark, dränerad mark med öppna diken och täckdikad mark. Resultat av försök på 12 olika jordar och platser (Evans et al., 1996).

7.1.2. Fosforomsättning och transport

Följande text är direkt hämtad från en rapport åt Jordbruksverket skriven av I. Wesström (2009).

Jordartens egenskaper har stor betydelse för fosforläckaget, både för fosfors bindning och för vattenflödet genom marken. Biologiskt bunden fosfor frigörs i marken genom mineralisering som är en biologisk nedbrytning av organiskt material. Fosforläckaget styrs inte till lika stor del av mineraliseringsprocessen som läckaget av kväve eftersom fosfor kan bindas kemiskt till markpartiklar. Markpartiklarna kan i sin tur forma jordaggregat. Fosfors förmåga att binda till markpartiklar gör att markens kemiska och fysikaliska egenskaper spelar stor roll för storleken på fosforläckage (Ulén, 2008). Oberoende av om det rör sig om organiskt eller oorganiskt bunden fosfor, förekommer fosfor som fosfatjoner (H_2PO_4^- och PO_4^{3-}). Anjonen har en kraftig affinitet till katjoner såsom Fe^{3+} , Al^{3+} och Ca^{2+} och olika bindningsformer med dessa katjoner bildar tillsammans markens förråd av oorganisk fosfor (Figur 20; Bergström, et al. 2007). De oorganiska förekomsterna av fosfor är starkt styrda av markens pH, mineralsammansättning och humushalt. Enligt Eriksson et al. (2005) kan fosfor förekomma som fosfatjoner lösta i markvätskan, adsorberad till seskvioxider och humus, samt bunden i svårlösta former.

Fosfor kan finnas i vatten som oorganisk eller organisk partikulärt bunden fosfor och som oorganisk och organisk löst fosfor. Mellan den partikulära fosfor och den lösta formen finns dessutom en mellanform: fosfor bunden till mer eller mindre kolloidala partiklar med mycket långsam sedimentationshastighet (Ulén, 2004). Den oorganiska partikulära fosfor kan vara fosfor adsorberad på metalloxider eller bunden till lerpartiklar på annat sätt. Den kan också ha bildats vid kemisk utfällning av metalljoner med fosforföreningar, vid nedbrytning av organiskt material, och vid vissa tillfällen, genom fällning med kalcium.



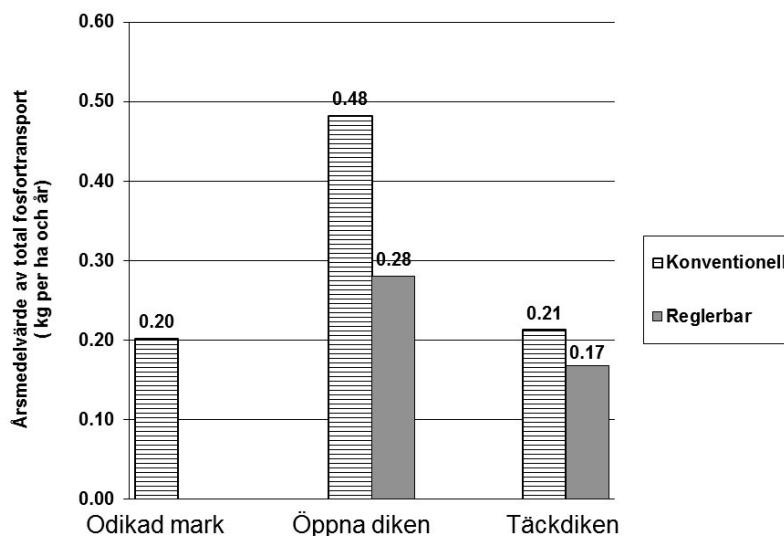
Figur 20. Omsättning av fosfors olika former i marken. (Efter Bergström et al., 2007)

De största fosforförlusterna från jordbruksmark sker genom avrinningsvattnet i löst eller partikelbunden form, antingen direkt eller via dräneringssystemet till ytvatten. De vanligaste transportvägarna är (1) ytvattenavrinning (på markytan), (2) relativt homogent flöde i markprofilen eller (3) snabbt flöde via makroporerna i marken.

Det finns stora regionala skillnader i hur fosforförlusterna sker. Lösta fosfater kan utgöra 9-90 % av det totala fosforinnehållet i vatten. Fosfortransporten via dräneringsvattnet kan utgöra 12-60 % eller mer av den totala transporten medan erosion kan stå för upp till 40- 90 % (Bergström et al., 2007). Denna stora variation pekar även på betydelsen av lokala skillnader mellan t.ex. jordarter, dräneringsförhållanden och hydrologiska variationer, och att det därmed är svårt att ge generella siffror för betydelsen av de olika flödesvägarna.

Under vissa förutsättningar kan ytvattenavrinning vara den dominerande orsaken till fosforförluster från jordbruksmark. Ett flertal studier visar att fosforförlusterna minskar när markens infiltrationskapacitet ökar och ytvattenavrinningen minskar (Figur 21; Turtola & Jaakola, 1995; Gillingham & Thorrold, 2000; Simard et al., 2000). Man har dock på senare tid uppmärksammat att grävda dräneringssystem starkt kan bidra till fosforförluster från jordbruksmark, speciellt i samband med snabba vattenflöden i makroporerna, vilket minskar tiden för adsorption av fosfor i marken (Gächter et al., 1998; Heathwaite & Dils, 2000; Chapman et al., 2001; Gentry et al., 2007). Till exempel så studerade Heathwaite et al. (2006) förlusterna av näringsämnen i dräneringssystem från ett jordbruksområde i England (mjälalättera) som gödslats med slam från avloppsreningsverk och jämförde med ett ogödslat kontrollfält. De kunde påvisa en kraftigt förhöjd halt av både partikulärt och löst P i samband med ett nederbördstillfälle, och drog slutsatsen att

möjligheten till en snabb avrinning via dräneringsrören orsakade den förhöjda risken för näringsämnesförluster.



Figur 21. Årsmedelvärde av total fosfortransport uppmätt vid fältgränsen från odränerad, ytvattendränerad och täckdikad mark. Resultat från försök på 12 olika jordar och platser (Evans et al., 1996).

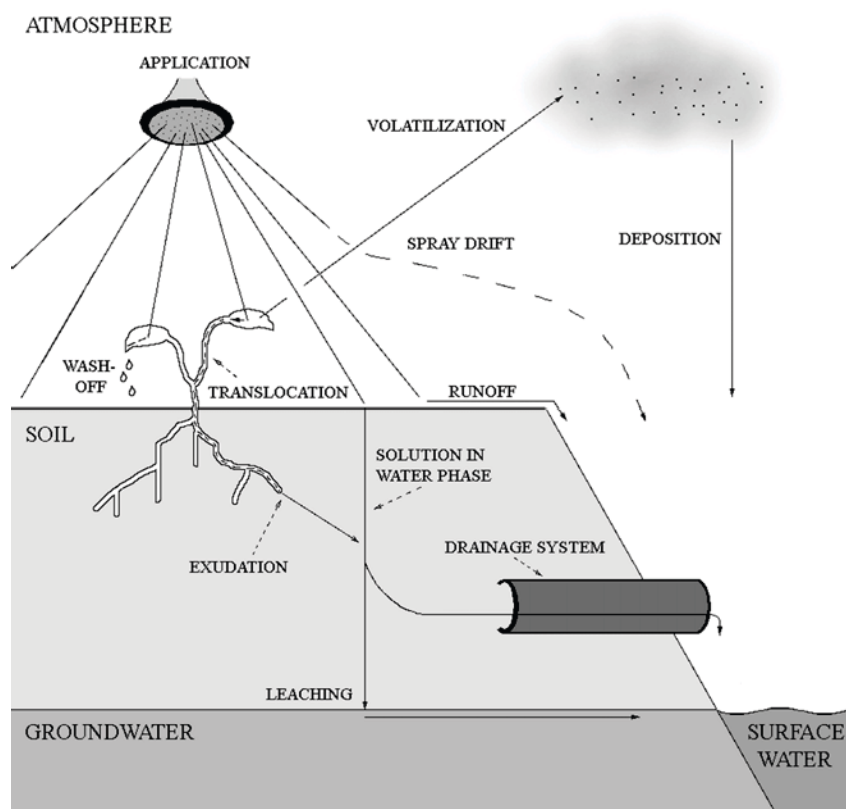
I slättområden med organogena jordar i North Carolina ökade sedimenttransporterna mellan 1.6 – 10 gånger efter dränering och uppodling, men var ändå relativt låga jämfört med mer topografiskt varierade områden med väl-dränerade jordar i samma del av USA, där erosion kan vara en viktig orsak till högre fosforförluster (Skaggs et al, 1994). Redan 1976 framhölls det att en viktig källa till den ökade sedimenttransporten är de öppna diken och att det är viktigt att hålla dem växttäckta, t.ex. genom sådd av dikeskanterna (Hill, 1976).

Att dikade organogena jordar kan vara en påtaglig källa till fosforförluster illustreras av en studie av Kronvang et al., (2003). I en statistisk analys av 24 danska och 12 norska små jordbruksområden fann de ett starkt positivt samband mellan fosforförluster och andelen organogen jord i området. Författarna tolkade det som ett läckage av framförallt löst fosfor (antingen oorganisk eller organisk) från dessa jordar.

7.1.3. Läckage av pesticider

Pesticider kan transporteras till akvatiska ekosystem via såväl ytvrinning som genom täckdikar (Figur 22). Lindahl (2009) menade att flöde genom makroporer var den process som bäst förklarade den rumsliga variationen i diffusa pesticidförluster inom ett 30 ha stort fält, och också inom ett 9 km² stort avrinningsområde. Genom att identifiera områden med hög risk för flöde i makroporer skulle då pesticidläckaget till vattendrag kunna minskas betydligt.

I den litteraturgenomgång som Blann et al., (2009) har gjort citeras en rad studier av transporten av pesticider från odlad mark via dräneringssystem och ytavrinning. Kladviko et al. (2001) visade för Nordamerika att det generella mönstret var att mindre än 0,5 % av den mängd pesticider som använts på fälten återfinns i avrinningen via täckdiken, medan det inte var ovanligt att 1-5 % av pesticidmängden förloras från fält där ytavrinning förekommer. Det är dock värt att notera att man kunde observera höga halter av pesticider även i täckdikessystem, speciellt om det uppstod ett högt flöde relativt snart efter besprutningen. Betydelsen av flöde i makroporer för pesticidbelastningen till vattendrag har även tidigare lyfts fram av bl.a. Haria et al. (1994) som studerade en dränerad lerjord i England. Detta stöds också av resultaten från en norsk studie, som visade att läckaget av pesticider (oavsett lösligheten) var betydligt lägre i en väl aggregerad jord med god tillgång på organiskt material (Riise, 2004). Slutsatsen man kan dra är att förhållanden som medför risk för transport av partiklar via makroporer till dräneringssystem, eller som ytavrinning, också medför en ökad risk för att pesticider transporteras till diken och vattendrag. Risken är större om vädret gör att avrinningen ökar direkt efter att besprutningen har skett.



Figur 22. Transportvägar för pesticider från fält till vattendrag (från Lindahl, 2009).

Jacobsen och Kjaer (2007) lyfte också fram betydelsen av flöden i begränsade områden och i makroporer som t.ex. maskgångar. De citerar studier som visat att jorden ovan dräneringsrören ofta har en högre genomsläpplighet under många år efter att dräneringsarbetet har genomförts, och därmed kan bidra till snabba flöden

direkt till rören. Detta gäller framför allt i tunga lerjordar, där man också har visat att masktätheten var högre vid dräneringsrören i ett fält – förmodligen just för att den tillbakafyllda jorden är mer porös. Maskarnas gångar bidrar ytterligare till snabbare vertikala vattenflöden ovanför rören, och därmed till att fina lerpartiklar, med adsorberade pesticider, kan röra sig ner till dräneringssystemet. Eftersom pesticider kan ha stora negativa konsekvenser på akvatiska organismer (avsnitt 8) finns det anledning att arbeta med att minska transporten av jordpartiklar till, och via, både täckdiken och öppna diken. En närmare diskussion av sådana åtgärder följer i avsnitt 9.

7.1.4. Effekter av dikesrensning på kväve och fosfortransport

Danska studier har indikerat att mellan 15 och 40 % av fosforförlusterna från jordbruksområden kommer från erosion i diken och bäckar (Laubelet al., 2003). I en studie på skalan avrinningsområde visade Kronvang et al. (2013) att erosion i diken och åfåror var den helt dominerande källan till sedimenttransporten i Odense å och bidrog med mer än 90 % av partikeltillskottet till ån. Någon motsvarande undersökning från Sverige har inte hittats, men troligen så bidrar internerosion i diken och åfåror avsevärt till fosfortransporten även i Sverige. Dikesrensning är en faktor som påtagligt påverkar hur omfattande transporten av partiklar blir vid höglöden.

Dikesrensning görs vid behov i öppna diken. Det sediment som grävs upp läggs oftast vid dikeskanten eller på fälten intill dikena, och det finns därmed en risk att det utsätts för erosion och förs tillbaka till dikena. Vid rensningen tas växterna bort och det blir en dramatisk effekt i dikesbotten i form av förändrad diversitet, abundans och artsammansättning efter rensningen (Koel & Stevenson, 2002). I en spårämnesstudie där man jämförde ett dike utan växter med ett dike där vegetationen var kvar kunde man visa att den genomsnittliga uppehållstiden under ett flödestillfälle var mer än dubbelt så lång i diket med vegetation. Förklaringen är att växterna bromsar vattenhastigheten, dämmer och fördelar vattnet över hela dikesvolymen (Kröger et al., 2009), vilket ökar möjligheten för sorption, sedimentation och biologiska omvandlingar i diket.

Vid rensning blottläggs dessutom ny jord i dikesbotten och den har med stor sannolikhet en annan förmåga att omsätta och fastlägga näringsämnen än det sediment som grävdes bort. Det abiotiska utbytet av fosfor mellan vatten och bottensediment, eller uppslammade partiklar, anses vara en dominerande process för fosforomsättningen i vattendrag (Klotz, 1985). Omsättningen av löst fosfor regleras av faktorer som redoxpotential, pH och jonsammansättning, men också sedimentets sammansättning (Klotz, 1985). Finare partiklar som sedimenterat i lugnare delar av diken och vattendrag har visat sig ha en högre kapacitet att hålla kvar löst fosfor än grövre partiklar i erosionsavsnitt (Munn & Meyer, 1990).

Även mikrobiella processer kan dock ha en viktig påverkan på fosfortransporten i diken och åar. Mikrobiell immobilisering (upptag) av löst fosfor kan signifikant

öka mängden fosfor som hålls kvar i systemet (Haggard et al., 1999). Sharpley et al. (2007) utvärderade dikessediments fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper och kom fram till att den mikrobiella biomassan stod för 10 – 40 % av fosforupptaget. Resultaten av experiment där man jämfört sediment före och efter dikesrensning visar att sedimenten fungerar olika vid olika förhållanden. När halterna i vattnet var höga fungerade sedimenten som fällor för fosfor, men desorption av en del av denna bundna fosfor skedde under perioder av låga fosforhalter i vattnet (Shigaki et al, 2008). En slutsats som drogs i studien är att i områden med kontinuerligt höga halter av fosfor i dikesvattnet kommer dikesrensning att medföra en minskad kapacitet att binda löst fosfor, eftersom både ytor för sorption (fina partiklar) och mikrobiell biomassa tas bort från diket. Smith et al (2006) drog liknande slutsatser och föreslog att någon form av kemisk behandling skulle kunna bidra till att öka avskiljningen av löst fosfor efter dikesrensning. Detta diskuteras vidare i avsnitt 9.

7.2. Skogsmark

Inom skogbruk är markavvattningsteknik, produktionsteknik och jordarter annorlunda än inom jordbruket. I skogsbruket utnyttjas främst öppna diken, medan täckdikning förekommer i liten utsträckning. Skyddsdikning av hyggen är en speciell teknik som leder till markavvattning under en övergångsperiod, eftersom en höjd grundvattennivån efter avverkningen annars skulle missgynna skogsproduktionen. Vidare sker viss påverkan på grund- och ytvatten i samband med avverkning, genom att transportvägar anläggs och genom markberedning och körskadador från skördemaskiner vid skörd och transporter i terrängen.

Inom svenskt skogbruk har inte gödsling varit tradition. I det storskaliga skogsbruket började dock gödsling med kväve tillämpas i början av 1960-talet. Den gödslade ytan ökade successivt för att under 1970-talet omfatta ca 150 000 hektar skog varje år, huvudsakligen i Norrland (Lindkvist et al., 2011). Därefter minskade gödslingen, till stor del som en följd av en ökande miljöopinion mot det intensiva och storskaliga skogsbruket. På 1990-talet gödslades endast ca 20 000 hektar årligen. Under senare år har spridning av kvävegödning åter varit stigande och idag gödslas ca 70 000 ha (Skogsstyrelsen, 2016a). Den rekommenderade givan varierar dock stort över landet. Skälet till det är att skogen under många decennier tillförts kväve i form av antropogent orsakad atmosfärisk deposition, främst i sydvästra Sverige (Skogsstyrelsen, 2016b). I de fall kväveläckage till vattendrag har noterats har det följdriktigt varit främst i utsatta områden i sydvästra Sverige. Därför sker generellt heller ingen gödsling i sydvästra delen av landet (Skogsstyrelsen, 2016a). I övriga delar av landet varierar den maximala givan, från 150 kg kväve per hektar och omloppstid i nordöstra Götaland och runt Väneren, Vättern och Mälardalen, till 450 kg per hektar och omloppstid i Norrland (Ståhl, 2009).

Förutom gödsling med kväve bedrivs idag forskningsförsök med anpassad giva för att optimera skogstillväxten. Gödningsgivan är då behovsstyrd och inkluderar flera

näringsämnen, såsom fosfor och kalium. Eftersom sådan behovsstyrd gödsling (BAG) omfattar näringsämnen med annan dynamik än kväve ändrar det förutsättningarna för att gödnings effekter sekundärt ska kunna uppkomma i skogsmark liksom i mark- och ytvatten. Uppföljning av effekter bedrivs av SLU.

Ökat läckage av kvicksilver från skogsmark till vattendrag och sjöar i samband med skogsbruk uppmärksammades under början av 2000-talet, bl.a. i Sverige (t.ex. Munthe & Hultberg, 2004; Driscoll et al., 2007, 2013; Eklöf et al., 2016). Markavvattningens roll har inte studerats specifikt, men betydelsen varierar sannolikt lokalt beroende på jordmån, tillgång till lättnedbrytbart organiskt material, terrängens lutning etc. Markvattennivån, och därmed också potentiellt markavvattningen, är dock generellt en betydelsefull faktor för såväl mobilisering av kvicksilver som för metylering, från metalliskt kvicksilver till den betydligt giftigare och biologiskt upptagbara formen metylkvicksilver (Eklöf et al., 2016).

7.2.1. Kväveomsättning och transport

Efter markavvattning av torvmark ökar nedbrytningen av det organiska material som har ackumulerats under vattendränkta förhållanden. I de fall där torven är näringsrik, d.v.s. det är kärr som har dränerats, finns det stor risk att dikningen leder till att det frigörs mer kväve än vad träden kan ta upp. Eftersom det är luftade förhållanden i marken sker en nitrifikation i marken till lätttröligt nitrat och det är då risk för ett förhöjt kväveläckage från sådan mark. Extra höga kvävetransporter kan förväntas i samband med slutavverkningen av sådan dränerad mark. I en finsk studie av kväveläckage från olika typer av markanvändning räknade man med att kvävetransporten ökade med i snitt 34 kg ha^{-1} under en tolvårsperiod på grund av avvattning av torvtäckt skogsmark. Det motsvarar 2.8 kg ha^{-1} , vilket var nästan dubbelt så mycket som läckaget under naturliga förhållanden (Lepistö et al., 2001).

7.2.2. Fosforomsättning och transport av fosfor och partiklar

Studier i olika delar av världen (Finland, Nya Zeeland, USA) visar att markavvattning i skogsmark kortvarigt leder till en ökad partikeltransport. Effekten beror på själva konstruktionen av dikena, och försvinner i takt med att dikeskanterna stabiliseras av ny vegetation (Skaggs et al, 1994 samt referenser i densamma). Störst effekt kan förväntas i områden med finare mineraljordar och där näringsrik torvmark avvattnas.

7.2.3. Läckage av organiskt material och metaller

I samband med avverkning ökar generellt transporten av löst (DOC) och totalt organiskt kol (TOC), näringsämnen och metaller, till exempel Al, Cu, Fe, Mn till vattendrag nedströms (Vuori et al., 2003; Kreutzweiser et al., 2008). Ökningen av TOC-halten är ofta kopplad till ökat utflöde av kvicksilver (Hg) och kadmium (Cd), metaller som uppmärksammas som miljögifter och är under utfasning inom EU. Även avvattning av skogsmark leder under vissa omständigheter till ökad

metallhalt i markvattnet, men kopplingen mellan TOC, Al, Fe och andra metaller är inte alltid tydlig.

Luftburen transport och deposition av Pb, Cd och Hg är ett globalt miljöproblem. I Norden har halterna minskat sedan 1960-1970-talen, men depositionen av bly och kvicksilver överstiger fortfarande den kritiska belastningen i Sverige, och halterna i skogsmarkens övre skikt stiger därför fortfarande (Johansson et al., 2001; Kemikalieinspektionen, 2006). Både bly och kvicksilver finns nu i så höga halter i de övre markskikten att de kan förväntas påverka mikrobiologiska markprocesser storskaligt (Bringmark & Bringmark, 2001a, b; Kemikalieinspektionen, 2006). Bly binds tillsammans med lösta organiska ämnen i markens anrikningsskikt (Bergkvist, 2001). Lösligheten och transporten i markvatten kan förväntas vara begränsad (Miller & Friedland, 1994) och markavvattning har förmodligen en relativt liten men svårbedömd betydelse för halter och transport av bly. Kadmium binds som tvåvärd jon i marken och blir vattenlöslig genom jonbytesprocesser. I naturvatten bestäms halter och transporter främst av pH och en ökning i skogsvattendrag har noterats i samband med markförsurning (Lydersen et al., 2002). Markavvattning leder sällan till sådana förhållanden, med undantag för dränering av så kallade sulfatjordar (se 4.5.1).

Beträffande kvicksilver är situationen annorlunda eftersom metallen är mer lättlös i mark, vatten och atmosfären. I Sverige är halterna i svenska sjöar och vattendrag generellt höga med tanke på effekter på både miljö och människors hälsa. Vattendirektivets (2008/105/EG, tilläggsdirektiv 2013/39) gränsvärde för kvicksilver i organismer ($0,02 \text{ mg kg}^{-1}$) bedöms överstigas i alla landets sjöar, vattendrag och kustvatten (VISS, 2017). Vidare bedöms gädda och abborre i hälften av alla svenska sjöar ha en så hög halt av kvicksilver att den överstiger WHO/FAOs gränsvärde för konsumtion (Åkerblom et al., 2014; Kemikalieinspektionen, 2016). För närvarande krävs en reducering av det atmosfäriska nedfallet med ca 80 % för att halterna i fisk från skogsvatten ska nå WHO/FAOs riktvärde för mänsklig konsumtion (Naturvårdsverket, 2014; Kemikalieinspektionen, 2016). Senare decenniers forskning har visat att slutavverkning av skog och efterföljande markberedning kan öka halten och transporten av kvicksilver till vattendrag och sjöar (Munthe & Hultberg, 2004; Driscoll et al., 2007; Bishop et al., 2009). Markavvattningens roll i detta är inte enkelt att bedöma, men det är väl dokumenterat att markvattennivån i skogsmark har betydelse både för transport av kvicksilver till vattendrag och sjöar och för metylering av metalliskt kvicksilver till den giftigare formen metylkvicksilver (Eklöf et al., 2016). Det är värt att notera att tillförseln av kvicksilver huvudsakligen sker genom luftburen deposition och därför inte kan påverkas genom åtgärder i skogsbruket.

Det ökade utflödet av metylkvicksilver på grund av slutavverkning har beräknats motsvara 12-20 % av det totala utflödet från boreal skog i Sverige (Kronberg et al., 2016a). Med tanke på att kvicksilver förekommer i så höga halter att det potentiellt

kan påverka ekosystem och människors hälsa, och att problemet är spritt över en stor del av landets sjöar och vattendrag, är det befogat att kort redogöra för kvicksilvrets dynamik även i de fall kopplingar till markavvattning inte är klarlagda. Forskning om kvicksilverdynamik i samband med skogsbruk bedrivs vid SLU (Uppsala och Umeå), Uppsala universitet, Stockholms universitet och Svenska Miljöinstitutet-IVL.

7.2.4. Läckage av kvicksilver

I sin metalliska form är kvicksilver flyktigt och sprids via atmosfären över stora avstånd (Driscoll et al., 2013). Sedan kvicksilver började mobiliseras i samband med industrialiseringen har det atmosfäriska nedfallet och halten av kvicksilver i hav och sjöar ökat med en faktor tre (Lamborg et al., 2014). Det kvicksilver som når svenska ekosystem idag har till stor del sitt ursprung i långväga atmosfärisk transport och nedfall. Regionalt finns det dock kvar kvicksilver från tidigare utsläpp från t.ex. förbränning av fossila bränslen, användning i industriprocesser, hantering av elektronisk utrustning och tandvård (amalgam) inom landet. Trots att metallen idag till stor del fasats ut i Sverige (Naturvårdsverket, 2014) överskrider den atmosfäriska depositionen uttransporten (Kemikalieinspektionen, 2016).

Markanvändningen har betydelse för hur stor depositionen blir och hur deponerat kvicksilver omsätts i mark och vatten. Av flera skäl är kvicksilverhalten generellt högre i skogssjöar och vattendrag än i vatten inom avrinningsområden som till stor del består av öppen mark. Trädens kronor med stora bladtytor fångar effektivt upp deposition av luftburet kvicksilver, samtidigt som avgång av nedfallen kvicksilver tillbaka till atmosfären är lägre än från öppen, solbelyst mark (Bishop & Åkerblom, 2006; Eagles-Smith et al., 2016). I Sverige är det extra tillskott som träden bidrar med ca 3-4 gånger högre än det kvicksilver som faller med nederbörd över öppen mark (Bishop & Åkerblom, 2006). I marken binds kvicksilver till organiskt material, som i barrskogars podsoliserade jord utgörs av det översta skiktet, mårn. I markvatten är kvicksilvret bundet till lösta humusämnen (DOC) och transporteras så till vattendrag och sjöar. Därför finns det generellt ett positivt samband mellan halten DOC och halten kvicksilver (O'Driscoll et al., 2006; Driscoll et al., 2007; Bishop et al., 2009; Skyllberg et al., 2009). Det betyder också att aktiviteter som orsakar en ökad halt av DOC i vatten (vilket kan indikeras av ökad brunfärgning) sannolikt också ökar halten kvicksilver.

Genom metylering av kvicksilver i mark eller vatten bildas metylkvicksilver, ett starkt nervgift som påverkar beteende, immunförsvar och fortplantning hos djur och människor. Metylering sker till stor del som en bakteriell process i syrefria miljöer där det finns tillgång till organiskt material, i t.ex. sediment i sjöar och grunda havsområden, våtmarker och jordar med hög markvattennivå (Driscoll et al., 2013; Li & Cai, 2013). Den motsatta processen, demetylering, kan ske bakteriellt men också abiotiskt, t.ex. fotodemetylering i vattenmassan (Li & Cai, 2013). Metylkvicksilver är den form som lättast ackumuleras i organismer och biomagnifieras, d.v.s. halten i organismer ökar för varje steg i näringskedjan. Med

ökad trofinivå ökar också andelen kvicksilver som är metylerat och i rovfisk och fiskätande fåglar kan halten kvicksilver i det närmaste vara liktydig med halten metylkvicksilver (Driscoll et al., 2013).

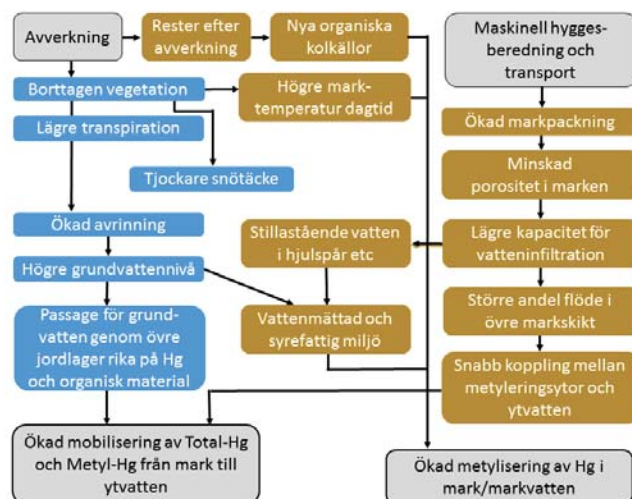
Våtmarker är generellt och globalt sett en vanlig källa för metylkvicksilver (Driscoll et al., 2013). Detta kunde även dokumenteras i sju boreala våtmarker i Sverige, där både metylering och demetylering mättes (Tjerngren et al., 2012a). Den största nettometyleringen uppmättes i våtmarker med en intermediär näringsstatus, medan i ett näringsrikt alkärr var demetyleringen förvånande nog snabbare än metyleringen. Detta kunde senare beläggas i en uppföljande studie; alkärr fungerade åtminstone då studien genomfördes som sänkor för metylkvicksilver (Kronberg et al., 2012).

Mekanismer bakom ökade halter och transporter av metylkvicksilver i samband med avverkning av skog och markberedning är föremål för pågående forskning. Både svenska forskare och forskare från Norge, Finland och Nordamerika arbetar med detta. Orsakssambanden är komplexa och inte helt klarlagda, men omfattar såväl ökad transport av kvicksilver bunden i marken som ökad metylering (Eklöf et al., 2016). En reducerande miljö, som uppstår efter avverkning till följd av långvarigt hög nivå av markvatten, kombinerat med tillgång till lätt nedbrytbart organiskt material i form av avverkningsspill, ger förutsättningar för ökad metylering (Figur 23). Som visas i figuren kan en rad processer samverka inom begränsade områden och resultera i ”hot spots” (Eklöf et al. 2016). Sådana kan uppstå som en följd av bland annat en förhöjd grundvattennivå efter avverkning, skörde- och transportmaskiners kompaktering av jorden och hjulspår. Dessa faktorer modifierar markvattnets flöde genom de övre jordlagren som är rika på organiskt material och organiskt bunden kvicksilver (Figur 23). Dessa förändringar i marken gynnar i sin tur vattenrörelser att ta vägen högre upp i markprofilen, genom övre jordlager som är rika på organiskt material och organiskt bunden kvicksilver (Figur 23). Den relativa betydelsen av dessa och andra effekter av avverkning och markberedning kan förväntas variera lokalt, beroende på lokala förhållanden (Eklöf et al., 2016).

I tidigare studier, t.ex. Munthe & Hultberg (2004), noterades flerfaldiga öknings av kvicksilverhalten i samband med virkestransport och markberedning av hyggen (se sammanfattning i Bishop et al., 2009). Senare års forskning tyder emellertid på att en så stor effekt inte är generell. I vissa studier har inga eller små effekter noterats, medan andra åter visat flerfaldig ökning av både totalkvicksilver och metylkvicksilver (Eklöf et al. 2016).

Orsaken till dessa lokala olikheter är inte klarlagd, men Eklöf et al. (2016) konstaterar att det gemensamma för de studier som rapporterar stor effekt av avverkning eller markberedning på kvicksilverläckage är att områdena är högt belägna, ofta ovan högsta kustlinjen. På liknande sätt fann Kronberg et al. (2016) att det var på sluttningar som avverkningar resulterade i högre markvattennivå,

högre fuktighet i mårskiktet och en förhöjd metylering, medan demetyleringen inte påverkades. Oavsett att det fortfarande saknas kunskap om mekanismer så summerar Eklöf et al. (2016) dagens kunskap till praktiska rekommendationer för att minimera transport av kvicksilver till nedströms liggande vattendrag, sjöar och våtmarker. Dessa rekommendationer är i linje med flera av de råd som Skogsstyrelsen formulerat för miljöhänsyn i skogsbruket och som tillämpas idag (avsnitt 9.3).



Figur 23. Schematisk beskrivning av möjliga effekter av skogsavverkning och markberedning på mobilisering och metylering av kvicksilver, två processer som leder till ökad transport av metylkvicksilver till ytvatten nedströms. Färgkodning: Blått indikerar processer främst kopplade till hydrologiska effekter, brunt indikerar processer kopplade till metylering. Efter Eklöf et al. (2016).

7.2.5. Effekter av skogsbilvägar

Det verkar saknas vetenskapliga undersökningar av skogsbilvägars inverkan på vattenkemi, erosion och transport av sediment till vattendrag i Sverige. Studier av miljöpåverkan av skogsbilvägar i USA visar att de kan vara en starkt bidragande faktor till sedimenttransport till vattendrag (Reid & Dunn, 1984; Luce & Black, 1999; Madej, 2001). Vägnetet kan också samverka mer indirekt med vattendrag via skogsytor uppströms och nedströms vägar, och genom att påverka transport av sediment och grovt organiskt material, som grenar, bark och löv, på ställen där vägar korsar vattendrag (Jones et al., 2001). Viktiga ytor för erosion är diken längs vägen, vägbanan och ytor i terrängen som blottlagts i samband med anläggningen av vägen (Figur 24).

Erfarenheterna från studier i USAs bergstrakter är inte helt överförbara till svenska förhållanden. I Sverige växer skogen ofta i ett mer flackt landskap, nederbörden är mindre, och traditionerna vad gäller vägbyggnation delvis annorlunda. Vissa mekanismer som påverkar erosion och sedimenttransport i samband med skogsbilvägar är dock förmodligen allmängiltiga. I ett område i Oregon noterades att följande faktorer var betydelsefulla för miljöeffekter i ytvatten (Luce och Black, 1999): (1) jordens eroderbarhet och lätthet att transporteras, (2) vägsträckans

Förväntade klimatförändringar kommer att medföra ett högre slitage på bilvägar på grund av kortare perioder med tjälad mark och längre perioder med tjällossning, i kombination med mer nederbörd som dessutom i högre utsträckning än tidigare faller som regn (Eriksson, 2007). Risken ökar därför att vägarna eroderas och att vägmaterial spolats bort och kan nå vattendrag. Framtiden ställer alltså högre krav på mer slitåliga vägar, och inte minst god dränering (Hallgren, 2014). För nyanlagda vägar finns tydliga anvisningar hur skador på bland annat vattendrag kan undvikas genom att vägdragning anpassas till topografin och dräneringsdiken till rådande jordarter (Hallgren, 2014, Skogsstyrelsen, 2016a). Äldre skogsbilvägar är dock ofta anlagda lågt i terrängen och långs med vattendrag, vilket gör det sannolikt att de har en direkt påverkan på vattenmiljön (Eriksson, 2007). En bedömning av den potentiella graden av påverkan på vattendrag av markavvattning i samband med anläggning och skötsel av skogsbilvägar bör därför omfatta flera ålderskategorier. Likaså kan det finnas skäl att särskilja olika klasser av vägar, liksom geografiska områden, eftersom vägstandard anpassas till syfte och klimatförutsättningar (Eriksson, 2007).

7.2.6. Effekter av dikesrensning och skyddsdikning

Jämfört med antal studier av markavvattningens effekter på hydrologi och hydrokemi i skogen finns det betydligt mindre gjort när det gäller effekten av dikesrensning på detsamma. Koivusalo et al. (2008) citerar ett antal finska studier som visat begränsad eller ingen påverkan på hydrologin av dikesrensning, medan vattenkemin påverkats dramatiskt. I en studie av dikesrensning i torvområden minskade grundvattenytan endast i de högsta lägena med 5 centimeter efter rensningen (Ahti & Päivönen, 1997). I Lundins (1994) studie ökade avrinningen något efter dikesrensning, men skillnaden var inte dramatisk. Koivusalo et al. (2008) kunde påvisa en ökad avrinning endast i områden med tunna torvlager över morän eller sand. I områden med tjockare torvlager (>0.3 m) och med diken > 0.5 m hade dikesrensningen ingen effekt på avrinningen, och var därmed onödig ur tillväxtskyddspunkt.

Dikesrensning har däremot en dramatisk effekt på vattenkvaliteten. Manninen (1998) visade att halterna av suspenderat material ökade över 20 gånger initialt efter dikesrensning och kompletteringsdikning (skyddsdikning) i ett område med torv över sandiga jordlager. Halterna låg kvar på en nivå ca 5 gånger högre under hela den tvåårsperiod efter dikningen som studien pågick. Halterna av fosfor ökade något efter dikesrensning, medan halterna total-kväve ökade kraftigt direkt efter dikesrensningen men sedan sjönk till en nivå ca 50 % högre än före dikningen. Ingen ökning av nitralthalterna kunde påvisas utan det var framför allt halten av ammonium-kväve som ökade i avrinnande vatten. Författaren drog slutsatsen att halterna ökade ungefär lika mycket som vid nydikning i samma typ av jordar. I en annan finsk studie av dikesrensning i 37 dikade avrinningsområden ökade transporten av suspenderat material med en tiopotens efter rensningen, men med stor årstidsvariation och skillnad mellan områdena (Joensuu et al., 1999). Högst koncentration observerades under den första snösmältningen efter rensningen. I

områden med relativt tunna torvlager över litet grövre mineraljord syntes höga koncentrationer framför allt under höglödesperioder, medan koncentrationerna var konstant förhöjda i områden där mineraljorden i dikesbotten bestod av lera eller silt. I områden med tjockare lager av ej nedbruten torv observerades endast mindre koncentrationsökningar. Detta visar att man måste vidta skyddsåtgärder vid dikesrensning speciellt i områden där fin mineraljord blottläggs i dikesbotten. Däremot ökar inte transporten av lösta näringsämnen efter dikesrensning enligt en studie av Joensuu (2002). Inte heller kunde någon ökad transport av lösta metaller som kadmium och bly konstateras efter dikesrensning (Ahti et al., 2007). Nieminen et al. (2010) studerade effekten av dikesrensning i nio små avrinningsområden i Finland och fann att transporten av suspenderat material ökade 17 gånger under första året, och att en förhöjd transport fortfarande observerades fyra år efter rensningen. Däremot observerades ingen signifikant ökning av kväve eller fosfortransporten, och exporten av DOC minskade med 57 kg ha⁻¹ under första året. Sammanfattningsvis konstaterar dock Sikström & Hökkä (2016) att eftersom rensning av skogsdiken är skadligt för vattendragen, på grund av den kraftigt ökade transporten av suspenderat material, är det viktigt att minimera rensningen. Det skall endast genomföras om man är säker på en positiv tillväxteffekt som är ekonomiskt försvarbar.

Eftersom sambanden mellan dikningsrensning och kvicksilverdynamik i Sverige varit oklara har forskning inom området under senare år genomförts bl.a. vid IVL inom projektet DiVa (Hansen et al., 2013). I oktober 2009 dikesrensades ett skogsområde och sedan följde man förändringarna i bl.a. pH och halterna av suspenderat material och kvicksilver i olika former dagligen under första veckan följt av något glesare provtagningsfrekvens därefter. Resultat från projektet visade att pH-värdena ökade efter dikesrensning, men ökningen syntes inte andra året efter åtgärden. På en av de undersökta platserna var kvicksilverhalterna extremt höga de första dagarna efter rensning, för att sen återgå till normalvärden. Initialt ledde också dikesrensningen till extremt höga värden på grumlighet och suspenderat material, vilket dock tämligen fort återgick till normala nivåer. Sedimentationen och slamavsättningen fortsatte dock under hela mätperioden efter dikesrensningen (Hansen et al., 2013). Kunskapen om de bakomliggande processerna kommer att förbättras genom pågående forskning om effekter av skogsbruk och våtmarker på kvicksilvers dynamik i skogsmark.

8. Effekter av markavvattning på akvatiska ekosystem

8.1. Effekter på vattenlevande organismer

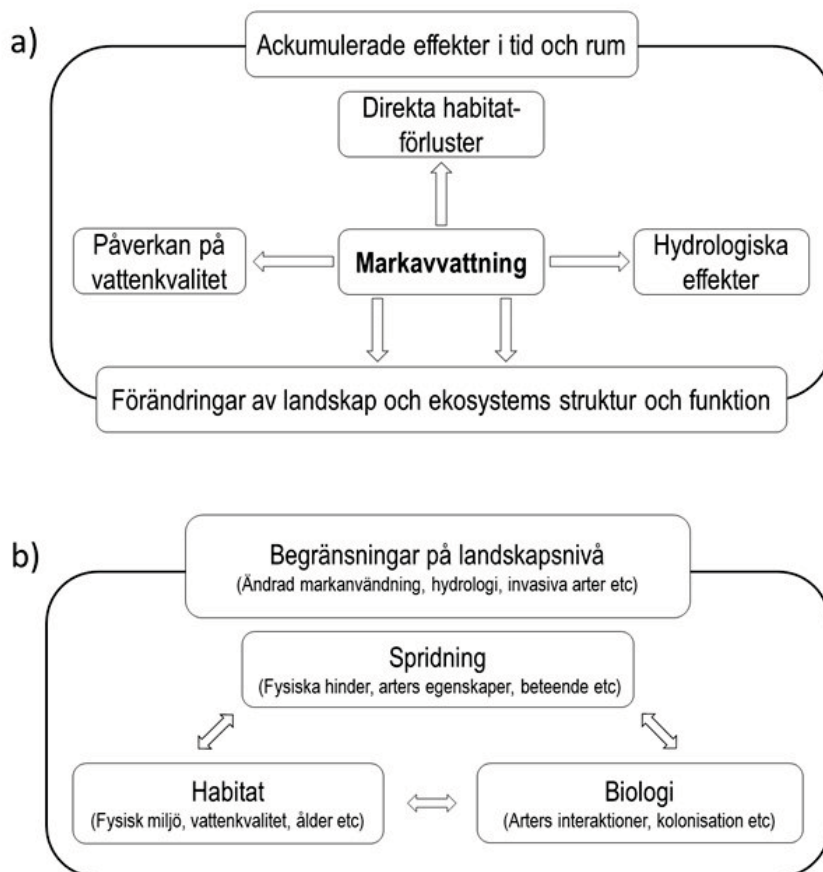
Allmänt medför markavvattning att viktiga miljöfaktorer förändras för vattenlevande organismer i vattendrag, sjöar och våtmarker. Genom åtgärder för att sänka eller reglera grundvattenytan ändras hydrologiska, geomorfologiska och vattenkemisk/fysikaliska miljöfaktorer som är avgörande för organismsamhället. De hydrologiska förändringarna innebär i korthet att såväl amplitud som frekvens och tidpunkt av perioder med extremt hög eller låg vattenföring ändras. Detta medför i sin tur påverkan på miljöns geomorfologiska struktur, såsom vattendragens sträckning, djup och bottensubstrat i strömfåran. Vidare påverkas indirekt halter och transport av lösta ämnen, till exempel närsalter (kväve och fosfor), löst organiskt material, toxiska metaller och pesticider. De förändringar som markavvattning kan ge upphov till kan beskrivas som fysiska och kemiska effekter på organismernas habitat. Exempel på de förra är till exempel torrläggning av våtmarker eller igensättning av grusbotten i strömmande vatten på grund av transport och deposition av finkornigt, eroderat material (Figur 25a).

Markavvattning påverkar den hydrologiska regimen och vattenkemin, vilket innebär att ekosystemens struktur och funktion ändras på landskapsnivå. Det historiska perspektivet är viktigt i sammanhanget, eftersom vissa processer medför att det tar tid innan effekterna blir tydliga. Förändringarna i sig kan även skapa nya förutsättningar för hur andra typer av påverkan kommer att kunna motverkas (Figur 25 a, b).

Förändringar av grundvattennivån kan långsiktigt påverka markens egenskaper (Montagne et al., 2009; Montagne & Cornu, 2010). Bland annat påverkar markvattennivån fysiska processer, som erosion, läckage och jordartsbildning. Även kemiska processer som är en del av jordartsbildningen påverkas, till exempel markens redoxförhållanden och därmed löslighet och transport av järn och mangan (Hayes & Vepraskas, 2000). Eftersom vissa processer är irreversibla kan ändrade nivåer av markvatten få bestående effekter på exempelvis jordens dräneringsegenskaper och på nedbrytning eller ackumulering av organiskt material. Äldre åtgärder i skogs- och jordbruksområden kan alltså ha orsakat förändringar som än idag kan påverka dagens mark-avvattningsprojekt, liksom möjligheter att genom åtgärder motverka ekologiskt negativa konsekvenser av tidigare projekt.

På motsvarande sätt kan historiska skeenden kopplade till markavvattning förändra förutsättningarna för vissa organismer att förekomma, även om åtgärder i ett senare skede sätts in för att restaurera miljön (Figur 25 b; Harding et al., 1998). På lokal nivå ges förutsättningarna för en arts förekomst av en kombination av i) organismers spridningsförmåga, ii) habitatets egenskaper och iii) biotiska interaktioner, främst konkurrens- och predationsrelationer till andra organismer.

Dessa tre faktorer samverkar och är avgörande för om arter ska kunna förekomma (Figur 25 b).



Figur 25. Principiell beskrivning av a) dominerande sätt som markavvattning påverkar akvatiska ekosystem och deras funktion (modifierad efter Blann et al., 2009) och b) begränsningar för bevarande eller återskapande av biologisk mångfald (efter Parkyn & Smith, 2011). Det historiska och storskaliga perspektivet sätter en ram för hur givna processer påverkar akvatiska samhällen.

Ett exempel på sådan samverkan mellan biologiska interaktioner, den fysiska miljön och organismers spridning illustreras i Figur 26. Predation från fisk samverkar med habitatets hydrologiska regim och strukturerar samhällen av makrovertebrater i ytvattensamlingar. I tillfälliga vatten förekommer främst arter med god spridningsförmåga och snabb livscykel, i vatten utan fisk finns vanligen större, aktiva, arter med ett- eller flerårig livscykel, medan i vatten med fisk, t ex de flesta sjöar, är ofta arterna små och mindre aktiva, förutom de som lever i predationsrefuger av något slag. Den hydrologiska regimen hindrar fisk från att etablera sig i de två första kategorierna vatten genom att de antingen torkar ut på sommaren, eller är så grunda att fiskar slås ut på vintern genom syrgasbrist eller bottenfrysning.

Spridning mellan lokaler kan vara en förutsättning för att populationer ska kunna förekomma regionalt. En lokal kan under en viss tidsperiod vara en källa för spridning, för att under en annan period vara en sänka, där en art kan förekomma enbart genom spridning från andra lokaler. Den dynamiska mosaik som skapas på så sätt bidrar till regional heterogenitet och kan ha betydelse för såväl biologisk mångfald som ekosystemtjänster på landskapsnivå (Pickett & Cadenasso, 1995). I denna sammanställning har vi dock främst fokuserat på processer som verkar på lokal nivå och i särskilda miljöer, jordbruks- respektive skogsbruksmiljö.

8.2. Effekter i jordbrukslandskap

Idag är eutrofiering och erosion med transport av markpartiklar två av de allvarligaste hoten mot biologisk mångfald och för produktionen av ekosystemtjänster i jordbruksområdenas vattendrag, våtmarker och kustområden (Blann et al., 2009). Historiskt har markavvattning i jordbruksområden haft stor betydelse för en minskad areal av våtmarker och därmed också för utbredningen av arter som är knutna till dessa. Inte minst gäller det efemära (temporära) våtmarker, som är viktiga för till exempel amfibier, fåglar och predationskänsliga ryggradslösa djur.

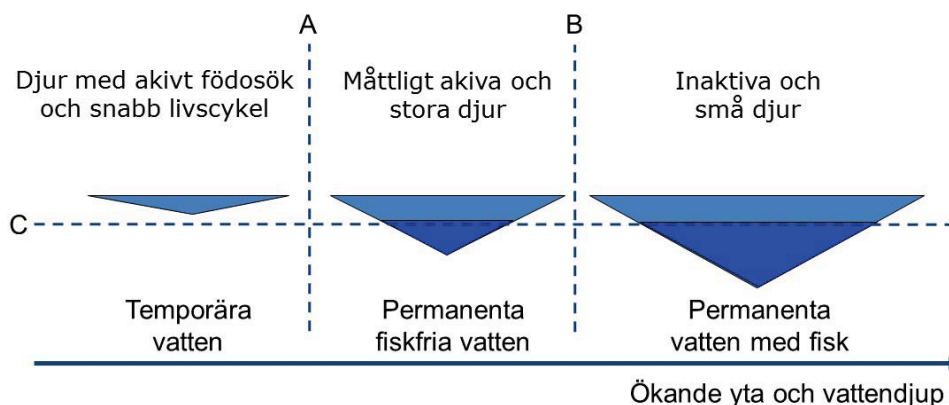
8.2.1. Effekter av minskad areal av våtmarker och strandvegetation

En av de mest uppenbara effekterna av storskalig markavvattning har varit minskad - och i vissa områden i det närmaste eliminerad - förekomst av våtmarker och vattendrag med naturlig strömfåra och strandvegetation. Mest påtagligt är detta i jordbrukslandskapet. Det har lett till förluster av våtmarkers ekosystemtjänster och förändringar i vattendragens och våtmarkernas hydrologi och omsättning av näringsämnen. Bland de förändringar som har både ekonomisk och ekologisk betydelse kan nämnas förlusten av arter som är beroende av våtmarker, förändringar i hydrologiska och biogeokemiska cykler, minskad kapacitet i våtmarker att buffra mot höga flöden, rena vatten mot föroreningar och fungera som sänkor för näringsämnen och sedimentpartiklar från områden uppströms. När markanvändningen inom ett landskap förändras påverkas även den mer småskaliga miljö som utgör habitat för vattenlevande organismer, och därmed även organismsamhällena (Rowe et al., 2009). Genom förlusten av sammanhängande våtmarksområden och vegetationskorridorer längs vattendrag blir organismsamhällena i större utsträckning fragmenterade. I och med detta finns en risk för en fortsatt förändring mot lokala utdöenden samt förluster av genetisk mångfald och lokala anpassningar, även om markavvattningens omfattning inte skulle öka (Blann et al., 2009).

Utvecklingen i USA är inte olik den i Sverige. Idag finns knappt halva våtmarksarealen kvar sedan européerna etablerade sig i USA. Tidsmässigt motsvarar detta ungefär den tidsperiod då den avvattnade åkerarealen ökade dramatiskt i Sverige. I många jordbruksområden i USA har över 90 % av

våtmarkerna dränerats. Studier från mellanvästern visar att det i första hand är de små, efemära våtmarkerna, eller de som på annat sätt har en varierande hydrologi, som försvunnit. Möjligen ligger lagstiftningen bakom detta, eftersom små och efemära vatten inte omfattats av samma lagar som större vatten (Blann et al., 2009). Den förändrade landskapsbilden har bland annat påverkat fågellivet. Grunda sänkor i åker- eller betesmark bildade tidigare tillfälliga vatten som säsongvis nyttjades av rastande och häckande fåglar som födosökte där. Dessa vatten skapar förutsättningar för hög produktion och höga tätheter av organismer som är snabba kolonisatörer, till exempel fjädermyggor, eller genom speciella anpassningar överlever säsongvis uttorkning, till exempel vissa kräftdjur och snäckor. Både artantalet och diversiteten är ofta lägre i sådana efemära vatten än i permanenta vattensamlingar, men de har ofta ett större antal sällsynta arter (Collinson et al., 1995).

En liknande utveckling har noterats i jordbruksbygden i Sverige. I Skåne har ungefär 90 % av våtmarkerna försvunnit och en ännu större andel när det gäller temporära våtmarker (Hagerberg et al., 2004). Generellt kan temporära vatten skapa förutsättningar för predations- eller konkurrenskänsliga växter och djur, som slås ut i mer permanenta vatten, där predation och konkurrens har stor betydelse för samhällets artstruktur. Ett tydligt exempel är samhällen av vattenlevande evertebrater, exempelvis idag utrotningshotade kräftdjur med speciella anpassningar till periodvis uttorkning. En viktig faktor bakom de speciella evertebratsamhällena i tillfälliga vatten är att fisk sällan kan etablera sig i individtäta populationer (Wellborn et al., 1996). Flertalet fiskarter lever av evertebrater, åtminstone under de första levnadsåren. Eftersom fiskar är effektiva rovdjur på smådjur har de stor påverkan på evertebratsamhällets artsammansättning och individtäthet. Bytesdjur som inte kan söka effektivt skydd, har skyddande yttre skal, eller kan nå en storlek som inte fisken kan hantera, riskerar att försvinna lokalt (Figur 26).



Figur 26. Principiell beskrivning av hur hydrologisk regim och förekomst av fisk påverkar evertebratsamhällen i ytwaterförekomster i en gradient från temporära vatten (t.ex. våtar) till permanenta vatten med fisk (t.ex. de flesta sjöar). Streckade linjer: A: Begränsande barriär för organismer som kräver vatten för hela livsökn. B: Begränsande barriär för fisk, vanligen till följd av en kombination av syrgasbrist vintertid och fysiska hinder för spridning. C: Nedre, lokal gräns för ytwater. Modifierad efter Wellborn et al., 1996 och Börje Ekstam, opublicerat.

Även andra organismer, som till exempel amfibier och vissa arter av kransalger gynnas i temporära vatten (Naturvårdsverket, 2009b). En gynnsam miljö för predations- eller konkurrenskänsliga arter är därför områden med ett kluster av våtmarker av olika hydrologisk karaktär, från permanenta till temporära vattensamlingar (Angeler et al., 2008; Rannap et al., 2009). I sådana områden kan en mångfald av miljöer bibehållas, även om t.ex. vådrets mellanårsvariation gör att den hydrologiska regimen vissa år modifierar vilka specifika vatten som är temporära och vilka som behåller en vattenvolym över flera år. Det är också värt att notera att ett aktivt jordbruk, i kombination med skyddszoner runt våtmarkerna, kan vara gynnsamt för till exempel kräftdjur som behöver temporära vatten (Angeler et al., 2008).

Lokalt kan artrikedom och biodiversitet (alfadiversitet) av vattenlevande evertetrater och växter i jordbrukslandskapet vara störst i stora vatten, som floder och sjöar, medan biodiversiteten sett som variation mellan enskilda vatten (betadiversitet) och i en större, regional skala (gammadiversitet) kan vara större i småvatten, som dammar (Davies et al., 2008a). Eftersom små dammar även har små tillrinningsområden kan de vara värdefulla för att upprätthålla en hög diversitet av vattenlevande organismer i jordbrukslandskapet (Davies et al., 2008b). På habitatnivå påverkas biodiversiteten av evertetrater i såväl större som mindre vatten av förekomst och typ av vegetation (DeSzalay & Resh, 2000; Heino, 2000; Trigal-Dominguez et al., 2009).

Ytliga diken kan hysa artrika och diversa samhällen och på så sätt vara värdefulla, inte minst för spridning till andra lokaler (Herzon & Helenius, 2008). Täckta diken är däremot av naturliga skäl mindre tillgängliga för annat än marklevande organismer. Längre kulverterade sträckor av vattendrag är till exempel ett hinder för vandrande fisk. Täckdiken och kulverterade vattendrag kan således vara spridningsbarriärer inom ett vattendrag för arter som är oförmögna att sprida sig via luften. Det betyder även att organismsamhället i våtmarker kan förväntas påverkas av om de är del av ett ytligt vattensystem eller enbart står i förbindelse med vattendrag via täckta till- och avflöden. Våtmarker som förbinds med täckdiken har i en ungersk studie visats ha fler arter av vattenlevande skalbaggar, och med annan artsammansättning, än de våtmarker som är knutna till ytvatten (Molnár et al., 2009). Denna skillnad var säsongsberoende och minskade under sommaren, men slutsatsen var att våtmarker med tillflöden via täckdiken var gynnsamma habitat, bl.a. för att de i högre utsträckning saknade fisk.

Genom att planera sammanhängande våtmarksområden och vegetationskorridorer längs vattendrag minskar risken att organismsamhällena blir fragmenterade, och därmed riskera en utveckling mot lokala utdöenden och förluster av genetisk mångfald.

8.2.2. Effekter av erosion och transport av partiklar

Suspenderade partiklar påverkar organismer direkt, till exempel genom att gälar och filtreringsorgan sätts igen på fiskar och bentiska smådjur. För musslor kan perioder av hög grumlighet därför slå ut lokala förekomster. I USA beräknas ökad sedimentation i intensivt brukade jordbruksområden vara en bidragande faktor bakom en nedgång på 40-50 % av musselpopulationer i sydvästra USA (Blann et al., 2009). För andra djur är dock indirekta effekter av större betydelse, till exempel för adulta fiskar och larver av insekter, djurgrupper som ofta kan förflytta sig till områden med lägre grumlighet (se Rivinoja & Larsson, 2001 för en litteraturgenomgång).

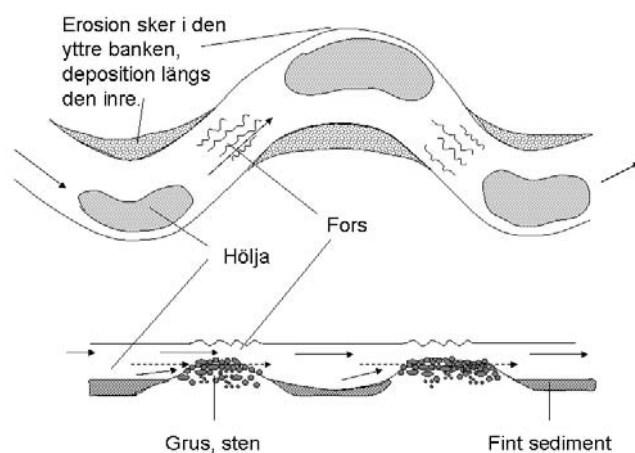
Den habitatförändring som sedimentation kan medföra har däremot stor betydelse, även för utbredning av fisk och rörliga evertebrater, och därmed för den långsiktiga ekologiska strukturen och funktionen hos ekosystem i rinnande vatten. Erosion och transport av partikulärt material från landområden och vattendragens strandbrinkar är idag ofta ett större problem än vattenkvaliteten för den biologiska mångfalden och ekosystemens funktion (Blann et al., 2009). Vissa fiskarter, som öring, lax, harr och nejonögon är starkt beroende av lämpliga lek- och inkubationsområden för rom, där bottenarna består av grövre mineralogent material som gör att det blir ett genomflöde av syrerikt vatten (Figur 27; Tabell 4), leder till att mellanrummen mellan de grövre bottenstrukturerna fylls nedifrån, medan sand kan överlagra bottenarna av grövre material (Acornley & Sear, 1999). Det finare materialet minskar effektivt vattenomsättningen i bottenarna och kan på så sätt skapa en syrefattig miljö där fiskrom och mindre bottendjur inte kan överleva. Bland insektslarver har ett ökat inslag av finpartikulärt sediment i bottenstratum visats minska artmångfalden av grupperna dagsländor, bäcksländor och nattsländor (Larsen et al., 2009).

Vilken effekt en ökad sedimenttransport får på nedströms delar av vattendrag kan förväntas bero på strömfårens karaktär, till exempel om den är kanaliserad eller naturligt meandrande, och om det växer träd längs stränderna. Kanaliserade vattendrag har ofta en högre vattenhastighet och en större tendens att transportera partikulärt material längre nedströms (Petersen & Petersen, 1991; Sweeney et al., 2004).

Fiskarter som är mindre beroende av ett genomsläppligt bottenmaterial för sin reproduktion kan därför gynnas av en högre partikeltransport om det råder konkurrens om platser med strömskydd och föda. I USA har man noterat en förskjutning i fisksamhällen, från laxartad fisk till abborrfiskar, i samband med förändrad hydrologi mot kortare perioder med högt flöde. Det kan bero på ökad erosion och sedimenttransport, men även på lägre flöden vid tiden för romutveckling hos arter som gräver ner rommen i bottenstratum (Kanno & Vokoun, 2010).

Tabell 4. Jordarters storleksfraktioner, benämning och sedimenteringstid (efter Rivinoja & Larsson, 2001).

Fraktion	Diameter (mm)	Underfraktion	Praktisk benämning	Sedimenteringstid per meter
Block	>600	Grovblock	Block	
	200-600	Finblock		
Sten	60-200	Grovsten	Sten	
	20-60	Finsten		
Grus	6-20	Grovgrus	Grus	1 s
	2-6	Fingrus		
Sand	0,6-2	Grovsand	Sand	10 s
	0,2-0,6	Mellansand		
Mo	0,06-0,2	Grovmo	Finsand	2 min
	0,02-0,06	Finmo		
Mjäla	0,006-0,02	Grovmjäla	Silt	2 tim
	0,002-0,006	Finmjäla		
Lera	0,0006-0,002	Grovlera	Lera	8 dygn
	0,0002-0,0006	Finlera		
	<0,0002	Kolloider		



Figur 27. Sortering av bottenmaterial i ett naturligt, meandrande vattendrag. Sedimenterande partikulärt material avsätts i avsnitt med lägre strömhastighet. Fint material avsätts främst i höljornas djupare områden med långsamt rinnande vatten. Modifierad efter Dunne & Leopold 1978 och Jennings 2012.

Längre perioder av höga halter av suspenderade partiklar är dödliga för såväl fiskar (Tabell 5) som bottenlevande evertebrater, såsom dagsländelarver, bäcksländelarver, kräftdjur och musslor (Rivinoja & Larsson 2001, Österling, 2006).

Uppslammade partiklar i vattenvolymen absorberar eller sprider solljus som därför inte når djupare vattenlager. Därmed minskar ljustillgången för undervattensväxter. De kan dessutom påverkas negativt av att sedimentterande partiklar kan täcka bladytorna och därmed hindra ljustillgång och utbyte av näringsämnen och gaser som finns lösta i vattnet. Minskad ljustillgång påverkar även indirekt djur som nyttjar synen för att orientera sig, hitta föda och undvika rovdjur (Tabell 5). I stillastående vatten som våtmarker och dammar kan grumling till följd av mycket små partiklar, främst kolloider, bli långvarig, eftersom dessa partiklar hålls svävande även vid små vattenrörelser och sedimenterar först efter lång tid.

Tabell 5. Exempel på halter och exponeringstid för letala och subletala effekter av suspenderat material (TSS) på laxfiskar. Urval av data från ett större material presenterat i Rivinoja & Larsson (2001).

Art	TSS (mg L ⁻¹)	Tid	Stadium	Effekt
Stillahavslaxar (<i>Onchoryncusspp</i>)	1000-1500	6 d	Ägg	0 % överlevnad
	47-157	48-72 tim	Ägg	0-2 % överlevnad
	7	48 d	Ägg-yngel	83 % överlevnad
	21-57	48-60 tim	Ägg-yngel	38-77% överlevnad
	200	98 d	Yngel	50 % överlevnad
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	110	60 d	Ägg	2 % överlevnad
Stillahavslaxar (<i>Onchoryncusspp</i>)	100	1 tim	-	50 % minskat födointag
	250	1 tim	-	90 % minskat födointag
	1547	4 d	-	Gälskador
	66-100	1 tim	-	Undvikande-beteende
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	270	13 d	-	Gälskador

8.2.3. Effekter av eutrofiering

Eutrofiering av ytvatten är ett globalt miljöproblem, både i inlandsvatten och i kustområden. Markavvattningen har en del i det diffusa närsaltstillskott från jordbruksmark (e.g. Skaggs et al., 1994), som är en väsentligt bidragande faktor bakom eutrofieringsproblemet i sjöar, vattendrag och kustområden, inklusive Östersjön. Eutrofiering leder via flera mekanismer till förändringar i organismsamhällets artstruktur. Eftersom samhällsstrukturen förändras på ett konsekvent sätt kan enskilda taxa klassas som mer eller mindre känsliga och samhällen av olika organismgrupper - till exempel bottenfauna, påväxtalger,

undervattensväxter och fisk - användas som indikatorer på eutrofiering (Naturvårdsverket, 2007; O'Toole et al. 2008; Penning et al. 2008).

Eutrofiering leder generellt till ökad biologisk produktion, och därmed ökad sedimentation och nedbrytning av organiskt material. Det leder i sin tur till lägre syrgashalt och sekundära effekter på biota och cirkulationen av näringsämnen. Förskjutningar i dominansförhållanden bland växtplankton kan ta sig uttryck i öknings av blågröna bakterier och alggrupper som producerar toxiska substanser. Eutrofiering i kombination med ökat ljusinsläpp i jordbruksåar och diken där träddridån har tagits bort skapar förutsättningar för snabb igenväxning med övervattensväxter, och behov av täta, återkommande rensningar som följd. Eutrofiering leder också generellt till att perifyton och växtplankton gynnas på bekostnad av undervattensväxter. Det är ett vanligt skäl till att känsliga arter, som t.ex. många kransalger har gått tillbaka i jordbruksområden (Naturvårdsverket, 2009b).

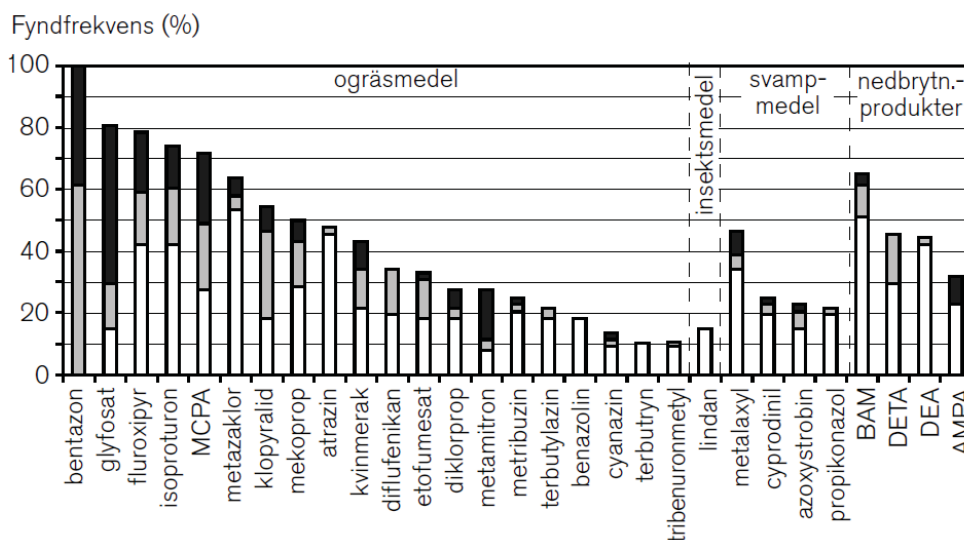
8.2.4. Effekter av bekämpningsmedel

Bekämpningsmedel är toxiska för såväl mikroorganismer som växter, evertebrater och fisk. I USA beräknas ca fem procent av 1454 noterade fall av fiskdöd i 32 stater ha berott på bekämpningsmedel (Blann et al., 2009). Effekter på enskilda känsliga arter har visats, liksom effekter på akvatiska organismsamhällen och ekosystemfunktioner (Blann et al., 2009). Vid en rekonstruktion av händelseförloppet när undervattensvegetationen gick kraftigt tillbaka i grunda sjöar i England på 1960-talet föreslog Stansfield et al. (2006) att DDT eller nedbrytningsprodukter av DDT sannolikt kan ha bidragit. Genom att jämföra halter av bekämpningsrester i sjöars sediment drog de slutsatsen att DDT-substanser sannolikt förekommit i halter som varit akut giftiga för bl.a. planktiska hinnkräftor (*Daphnia* spp.). Daphnier kan ha en central roll som filtrerare av växtplankton och det förmodade scenariot i de engelska sjöarna var att när daphnierna slogs ut gynnades växtplankton, vilket i sin tur ledde till att undervattensvegetationen skuggades och konkurrerades ut. Även i Sverige har bekämpningsmedel sannolikt haft del i de effekter det intensifierade jordbruket har haft på organismlivet. Liksom i andra länder har bruket av bekämpningsmedel varit en integrerad del av ett intensivt jordbruk, vilket gör det svårt att avgöra pesticidernas specifika betydelse.

En svårighet är att översätta halter till tillgänglighet i naturen, eftersom det bara är den fraktion av substansen som tas upp av organismer som har effekt (Åkerblom, 2004). En annan svårighet är att effekterna av de flesta bekämpningsmedel, eller deras nedbrytningsprodukter, på andra organismer än de avsedda är dåligt kända. Det är även dåligt känt hur flera substanser samverkar i de blandningar som kan uppstå i naturen (Åkerblom, 2004). I försök med modellekosystem i inneslutningar med flera arter och trofinivåer som utsattes för realistiska halter av bekämpningsmedel fann forskare vid Lunds universitet att både växt- och insektsgifter gynnade alger (Wendt-Rasch et al., 2003a, b). Slutsatsen var att

bekämpningsmedlen verkade i samma riktning på ekosystemet som eutrofiering (Wendt-Rasch et al., 2003a, b; Åkerblom, 2004).

I Sverige bedrivs idag forskning vid SLU för att kunna bedöma i vilken utsträckning rester av bekämpningsmedel påverkar organismlivet i vatten. Bland de bekämpningsmedel som hittats i svenska vatten får vissa, t.ex. Atrazin och MCPA, numera inte säljas. Eftersom de är svårnedbrytbara lär dock sådana ämnen och deras nedbrytningsprodukter förekomma även ett antal år framöver. Som exempel på situationen under senare år i typområden och år kan nämnas resultat från övervakningen 2005 (Figur 28; Adielson & Kreuger, 2006). I de två skånska år som undersöktes hittades de analyserade bekämpningsmedlen, eller deras nedbrytningsprodukter, i hälften av proverna. För samtliga typområden och år överskreds något av kemikalieinspektionens riktvärden i 35 % av de analyserade ytvattenproverna. Dessa värden har satts som gräns för att undvika skador på akvatiska organismer. De ämnen som oftast överskred riktvärdena var diflufenikan och MCPA. Situationen var likartad åtta år senare (2013), då åtminstone någon halt överskred riktvärdet i hälften av proverna, och diflufenikan i halter över riktvärdet i 29 % av proverna (Lindström & Kreuger, 2015). Det kan alltså mycket väl vara så att de halter som noteras i ytvatten i jordbruksområden idag kan ha effekter på akvatiska organismer och ekosystemfunktioner; speciellt gäller det additiva effekter av flera ämnen tillsammans (Åkerblom, 2004), något som för närvarande studeras vid SLU i samarbete med internationella forskargrupper.



Figur 28. Andel prover där olika substanser från bekämpningsmedel hittades vid provtagningar i svenska typområden under 2005. Endast fyndfrekvenser över 10 % visas. Ofyllda staplar anger spår, ljusgrå halter över bestämningsnivå och mörkgrå halter över 0,1 ug/l. Från Adielson & Kreuger (2006).

8.3. Effekter i skogsbrukslandskap

Vid jämförelse mellan ett relativt opåverkat avrinningsområde i Ryssland och ett område påverkat av skogsbruk i Finland påvisades ingen stor skillnad i

evertebratsamhällena. I det brukade området var dock andelen fragmenterare (nedbrytare av grovdeptritus) högre än i det brukade området (Liljaniemi et al., 2002). Jämförelsen är litet svårtolkad, eftersom proverna togs vid olika tidpunkter och det saknas uppgifter om bl.a. pH. Även en senare jämförelse av fem vattendrag som påverkats av slutavverkningar med motsvarande (parvis jämförelse) referensvattendrag i Rickleåns och Vindelälvens vattensystem, i Västerbotten, visade små och statistiskt icke-signifikanta skillnader i bottenfaunans individtäthet, diversitet eller artsammansättning (Mickie & Malmqvist, 2009). Däremot var nedbrytningshastigheten av experimentellt utplacerade löv av al och ek högre i de vattendrag som påverkats av slutavverkning. Resultaten tolkades som att den högre nedbrytningshastigheten sannolikt orsakades av högre aktivitet bland både mikroorganismer och bentiska evertebrater. I de hyggespåverkade vattendragen fanns en större mängd löv på bottenarna. Dessa vattendrag hade även högre halt av löst fosfat-fosfor och högre biomassa av den funktionella evertebratgruppen fragmenterare. Dessa tre faktorer var generellt korrelerade med förlusten av löv och antogs därför förklara den snabbare nedbrytningen (Mickie & Malmqvist, 2009). Skyddszoner tillämpas generellt av skogsbolagen i området. En tidigare studie av förhållanden i Sverige visade även den att slutavverkning sannolikt har liten effekt på bottenfaunans artsammansättning (Nyberg & Eriksson, 2001). I denna låg dock referenslokalernas strömsträckor högre upp i vattendragen och i något fall var även referenssträckan påverkad av hyggen. Det är därför osäkert om drift/migration av bottenfauna från ovan liggande områden påverkade utvärderingen.

8.3.1. Effekter av kvicksilverläckage

Kvicksilverhalten i olika organismgrupper ökar längs näringskedjan, från växter och mikroorganismer till rovdjur som rovfiskar och fiskätande fåglar, men kan också variera inom varje trofinivå (Parkman & Meili, 1993, Moore et al., 1995; Eriksson & Lindberg, 2005; Cremona et al., 2008, 2009; Tabell 6). I en sammanställning av halter i växter och svampar från områden med luftburen deposition av kvicksilver i Nordamerika visade Moore et al. (1995) att halterna i lavar och svampar var ca 5-10 gånger högre än i blad och löv från terrestra växter. I vattenlevande organismer har påtagligt höga halter av metalliskt och metylerat kvicksilver hittats i påväxt, med andra ord det mikroorganismsamhälle av alger, svampar och bakterier som växer på större växter, stenar etc. i vattnet och är föda för insekter, snäckor och kräftdjur. En sammanställning över laboratoriestudier av kvicksilvers akuta, letala effekt på akvatiska organismer (Boening, 2000) visade att mikroorganismer är känsliga och påverkas redan i halter runt $5 \mu\text{g l}^{-1}$ oorganiskt kvicksilver. Groddjur visades också vara känsliga och har även i naturliknande experiment och i fältobservationer visats vara en djurgrupp som verkar kunna påverkas av kvicksilver i låga halter (Unrine et al., 2004; 2005; 2007).

Halten av kvicksilver i naturliga skogsvatten är emellertid långt under de nivåer som orsakar akuta effekter. Bishop et al. (2009) anger uppmätta halter av totalkvicksilver mellan 0,004 och $0,012 \mu\text{g l}^{-1}$ i en serie skogsvatten från Sverige, Finland och Kanada. I en sammanställning av data från 111 svenska sjöar i SLUs

databas var medianvärdet $0,0025 \mu\text{g l}^{-1}$, med 25 och 75 percentilvärden på $0,0015$ respektive $0,0033 \mu\text{g l}^{-1}$ (Naturvårdsverket, 2016). Letala halter under laboratoriebetingelser är inte enkelt överförbara till exponering under lång tid och naturliga förhållanden. En principiell skillnad är att man i laboratorieförsök oftast testat upptag från omgivande vatten separat från upptag via födan, och genomför studien under kort tid. Oavsett den osäkerheten är det osannolikt att de kvicksilverhalter som har noterats i vatten som påverkats av markavvattning från skog ska kunna orsaka akut förgiftning. Påverkan på vattenlevande djur sker istället främst genom subletala effekter av lång tids upptag via födan.

Eftersom kvicksilver biomagnifieras kommer höga halter i vävnader att finnas främst i organismer som befinner sig högt upp i näringsvävorna, såsom rovfisk, fiskätande fåglar, utter och mink. Det är också här man kan förvänta sig toxiska effekter. Resultaten från laboratorieförsök där gös (*Stizostedion vitreum*) respektive lax (*Salmo salar*) fått äta kvicksilverpreparerad föda visade att det uppstod subletala effekter på beteende, tillväxt och könsmognad hos gös (Friedmann et al., 1996). Laxens skador omfattade störningar i ett antioxidant-enzym vid den lägre koncentrationen och patologiska förändringar i hjärnan och minskad aktivitet i neurala enzym vid den högre koncentrationen (Berntssen et al., 2003).

Subletala effekter av längre tids exponering är dock svåra att studera i naturen. I en nordamerikansk studie av 5000 insamlade prover från svartnäbbad islom (*Gavia immer*) i ett industriellt förorenat område i New Hampshire och Maine noterades skador på bland annat reproduktion och beteende vid en metylkvicksilverhalt av över 3 mg kg^{-1} våtvikt i blod, och 40 mg kg^{-1} i fjäder mätt som färskvikt (Evers et al., 2008). I en sammanställning av resultat från forskning i USA noterade Sunderland et al. (2014) att metylkvicksilver i halter som förekommer i naturen orsakar skador på såväl immunförsvaret som på reproduktion hos fågel och rovfisk. Författarna konstaterade att senare års studier visar att problemet med subletala effekter är underskattat. Så har det t.ex. visats att i rovfisk kan halterna av metylkvicksilver i muskelvävnad överstiga gränsvärdet, $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, då skador inträder i form av störningar i biokemiska processer, skador på cell- och vävnadsnivå och minskad reproduktion. För svartnäbbad islom har minskad reproduktion noterats för fåglar som häckat i sjöar där halterna metylkvicksilver överstigit $0,18 \text{ mg kg}^{-1}$ i fisk (Sunderland et al., 2014). I Sverige har höga halter av kvicksilver noterats i ägg av storlom och smålom (Eriksson & Lindberg, 2005). Halterna av kvicksilver i ägg av smålom från Sydsvenska höglandet var högre än de av storlom, och nära den nivå som visats kunna ge reproduktionsskador hos islom (Eriksson & Lindberg, 2005).

För gädda finns i Sverige ett stort antal prover analyserade, men mätvärden för metylkvicksilver i andra organismer förefaller vara få. I en studie av kvicksilverhalten i 10 sjöar i norra Skåne redovisades halter för tre trofnivåer, evertebrater, evertebratätande fiskar (små abborrar och mörtar) och fiskätande gädda (Meili et al., 2004). Resultaten illustrerar biomagnifieringen; halterna i

abborre och mört var ca sex gånger så hög som i bytesdjuren och i gädda ca fyra gånger så hög som i bytesfiskarna (Tabell 6). Skillnaderna mellan sjöarna var stor, för fiskarna varierade halten med en faktor 10-20. Högsta halterna noterades i kraftigt färgade (hög halt DOC) och näringsfattiga sjöar, medan halten var lägst i en relativt näringsrikt sjö med välbuffrat vatten (Meili et al., 2004).

Tabell 6. Halter (våtvikt) av totalkvicksilver i tre fiskarter, zooplankton och vattengråsugga insamlade hösten 2002 från tio skånska sjöar. Halterna i fisk har normaliserats till en standardvikt (Normvikt). Halterna anges som färskvikt, efter analys av torrs substans och en förmodad vattenhalt på 80 %. Efter data i Meili et al. (2004).

Taxa	Kvicksilverhalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)			Normvikt (gram)	Ålder (år)	
	Medel	Min	Max		Medel	s.d.
Gädda	550	50	948	1000	4,6	0,4
Abborre	145	23	272	10	2,0	0,2
Mört	123	24	272	10	2,0	0,3
Zooplankton	21	<0,30	40	-	-	-
Vattengråsugga	25	8	46	-	-	-

Upptag av kvicksilver i vattenväxter och påväxt kan vara en källa till biomagnifiering, såväl i form av de gröna växtdelarna, som påväxten i sig, och när växtmaterialet bryts ner, som detritus. I en litteratursammanställning noterade Moore et al. (1995) att halterna i terrestra och akvatiska växter och kryptogamer tenderade att öka enligt ordningen: örter < träd och buskar < vattenväxter < vitmossor < mossor < lavar < svampar. En jämförelse av kvicksilverhalten i strandområdets undervattenväxter och dess perifyton i en sjö visade att påväxten generellt hade ca 10 gånger så hög halt totalkvicksilver och ca 5 gånger så hög halt metylkvicksilver som växterna (Cremona et al., 2009). I sjöar i Ontario, Kanada, ökade halten metylkvicksilver i perifyton i fem av nio sjöar efter avverkningar i tillrinningsområdet (Bishop et al., 2009). Bland de sjöar där kvicksilverhalten ökade fanns en stor variation i halten året efter avverkningen. Det är oklart om påväxten i dessa sjöar hade, eller fick, olika sammansättning av alger, svampar och bakterier, vilket skulle kunna ha bidragit till variationen. Det är känt att samhällen av mikroorganismer varierar mellan avrinningsområden, och påverkas av tillförsel av näringsämnen vid avverkning (Bergfur, 2007; Fischer et al., 2009; Mickie & Malmqvist, 2009).

Stor variation i kvicksilverhalt har även noterats bland fjädermygglarver i en serie av åtta svenska sjöar, utan att halterna hade någon tydlig koppling till arternas förväntade nivåer i näringskedjan (Parkman & Meili, 1993; Tabell 6). Det finns generellt en koppling mellan humushalt (DOC) och kvicksilver i vatten och organismer (t.ex. Parkman & Meili, 1993; Bank et al., 2007; Åkerblom et al., 2008), men det är möjligt att en del av variationen kan ha sitt ursprung i olikheter i födovävens sammansättning (Eagles-Smith et al., 2016). Studier har också visat att även om det finns ett linjärt samband mellan halten kvicksilver och DOC i naturliga vatten, behöver inte sambandet mellan kvicksilver och upptag i

organismer i samma vatten vara linjärt. I en studie av 10 bäckar i New Hampshire, USA, visade Chaves-Ulloa (2016) att bioackumulation i akvatiska organismer, och terrestra predatorer på dessa, ökade med halten DOC i bäckarna upp till ca 5 mg DOC l⁻¹, för att därefter minska. Liknande resultat redovisade French et al. (2014) i en studie av 26 sjöar på tundran i Kanada, med en ökning upp till ca 8 mg DOC l⁻¹ och därefter en minskning. En förklaring kan, enligt French et al. (2014), vara att kvicksilvret binds till olika typer av organiska molekyler, vars proportioner varierar med den totala halten av DOC. Sammansättningen av DOC i sjöar verkar kunna påverkas av avverkning i tillrinningsområdet (O'Driscoll et al., 2006).

Under senare år har spridningen av kvicksilver från akvatiska till terrestra system uppmärksammats (Sunderland et al., 2014). Halterna av metylkvicksilver har visats kunna vara höga i toppredatorer bland insekter, såsom dykarskalbaggar och rovlevande, större skinnbaggar (Cremona et al., 2008). Sådana arter förslogs av Cremona et al. (2008) kunna vara ”återvändsgränder” i födoväven och inte föra kvicksilvret vidare till högre trofnivåer. För doppingar och dykänder som ofta nyttjar fisktomma vatten med stora evertabrater för födosök och häckning skulle sådana vatten i skogsområden hypotetiskt kunna vara en källa för ackumulering av kvicksilver (Nummi et al., 2016; Wagner, 1997).

Akvatiska insekter kan vara en källa till biomagnifiering av kvicksilver i anslutande terrestra näringsvävar. Höga halter har noterats i spindlar som i närheten av skogsbäckar lever av flygande insekter vars larver är vattenlevande (Cristol et al., 2008; Chaves-Ulloa et al., 2016). Cristol et al. (2008) fann att spindlar runt en bäck hade högre halt av kvicksilver än de fiskar som kungsfiskare åt. Vidare var andelen metylkvicksilver ungefär den dubbla jämfört med insektslarver från bäcken.

Vadare är en speciellt utsatt grupp fåglar, eftersom de födosöker i grunda vattenmiljöer där försättningarna kan vara gynnsamma för metylering av kvicksilver. För dessa fåglar påverkar vattendjupet den yta de kan födosöka i, men djupet påverkar även metyleringen av kvicksilver, vilket kan leda till att vissa arter ackumulerar mer kvicksilver än andra (Herring et al., 2013). Reglering av vattennivån i våtmarker som tillförs kvicksilver skulle potentiellt kunna påverka både metyleringen och hur metylerat kvicksilver förs vidare till terrestra födovävar.

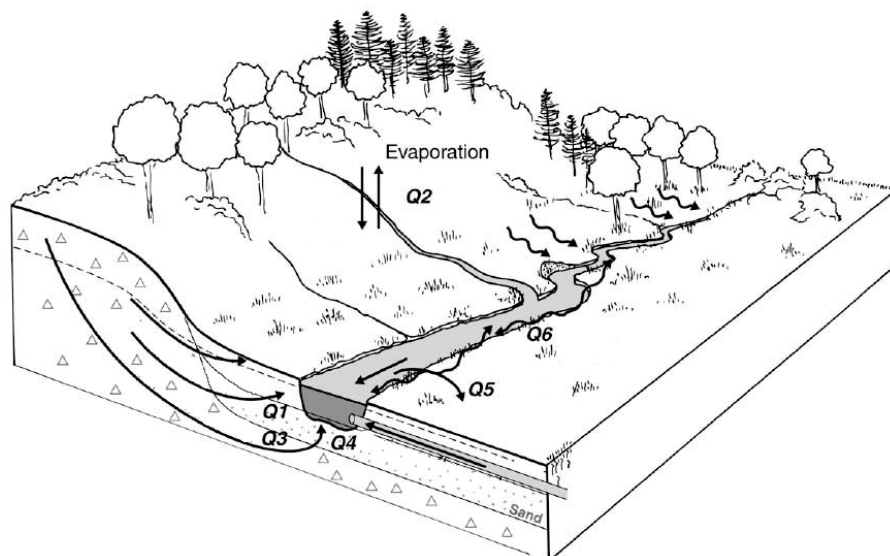
9. Åtgärder för att minska påverkan på akvatiska ekosystem av markavvattning

Det är viktigt att arbeta utifrån ett avrinningsområdes-perspektiv när det gäller framför allt det långsiktiga bevarandet av olika organismsamhällen i akvatiska system (Vondracek et al., 2005; Reeves & Duncan, 2009). Genom att samordna skötseln av olika system för markavvattning, t.ex. rensningsåtgärder, inom ett och samma avrinningsområde kan negativa effekter på organismsamhällena minskas. Målsättningen bör vara att bibehålla ett heterogent landskap med avseende på successionsstadier och växtsamhällen även i de akvatiska systemen. I praktiken innebär det att man bör planera rensningar så att de sker etappvis inom ett avrinningsområde, och på så sätt gör det möjligt för organismer som är beroende av en viss typ av habitat att fortleva i någon del av vattensystemet.

Dessutom kan åtgärder vidtas lokalt inom ett avrinningsområde för att minska uttransporten av olika ämnen, och också för att minimera störningar i samband med dikesrensningar i både jordbruks- och skogsbruksområden. Dessa åtgärder listas nedan och kunskapsläget diskuteras för var och en.

9.1. Flödesvägar

De strandnära områdena i anslutning till vattendrag har stor betydelse för retention av partiklar och därtill bundna ämnen som pesticider, fosfor och metaller. Dahl et al. (2007) identifierade fyra viktiga hydrologiska flödesvägar. Enligt Hoffmann et al. (2009) måste man lägga till ytterligare två flödesvägar för att få en komplett bild av transporten av t.ex. fosfor från ett avrinningsområde (Figur 29).



Figur 29. Strandnära område eller svämplan med sex hydrologiska flödesvägar; diffust grundvatten-flöde (Q1), ytvattenavrinning (Q2), direkt grundvattenavrinning (Q3), snabbt flöde via dränerings-system (Q4), översvämning av recipientvatten (Q5) samt "hyporheiska" flödesvägar (Q6). Efter Hoffmann et al., 2009, med tillstånd från Journal of Environmental Quality.

Den diffusa flödesvägen (Q1) representerar utströmningsområden där lokalt och regionalt grundvatten passerar genom strandnära sediment. Uppehållstiden beror på platsspecifika egenskaper så som skillnader i tryckpotentialer, vattenhållande förmåga och hydrauliska konduktivitet. Ytvattenavrinning (Q2), direkt grundvattenavrinning genom recipientbotten (Q3) och snabbt flöde via dräneringssystem (Q4) skiljer sig från det diffusa flödet (Q1) genom att dessa flödesvägar endast medför en begränsad kontakt med det strandnära sedimentet. Strandnära områden som översvämmas mer eller mindre regelbundet utgör en egen hydrologisk regim (Q5), där frekvensen översvämning beror på klimatförhållanden, topografi och vattendragets tvärsnittsarea. Det hydrologiska samspelet mellan ytvatten och grundvattnet i de strandnära områdena sker i en s.k. "hyporheisk zon" (Q6).

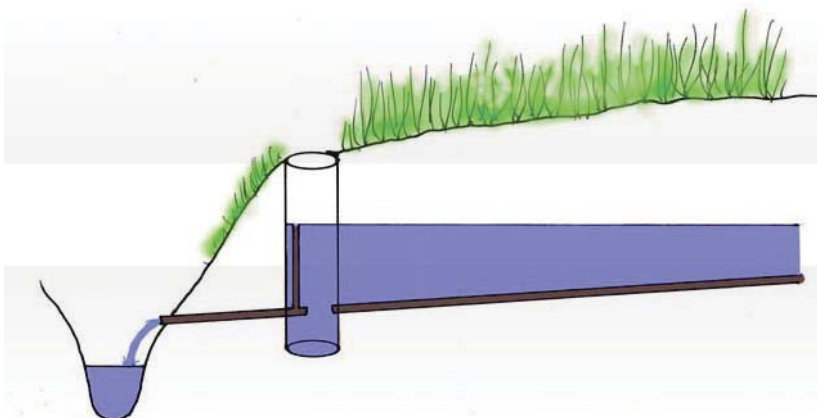
När det gäller åtgärder för att minska förlusterna av olika ämnen från avvattnade marker är det viktigt att utgå från recipientförhållanden. Om recipienten har ett tillstånd som kräver åtgärder vad gäller försurning kräver det andra överväganden än om det är övergödning som står i fokus för ett åtgärdsprogram. Det är till och med så att i övergödningssammanhang kan det vara viktigt att identifiera om det i första hand är fosfor- eller kvävebelastningen som bör åtgärdas. En åtgärd som minskar kvävetransporten kan ha liten eller ingen effekt på fosfortransporten eftersom förlusterna sker på olika sätt. De flesta åtgärder för att öka avskiljningen av det kväve som har lämnat marken via ett dikessystem bygger på att man vill leda vatten genom anaeroba zoner för att gynna denitrifikationen, och därmed omvandlingen av kväve till kvävgas. För fosfor är det helt andra processer som man får förlita sig på.

Retention av fosfor i vattendrag, dammar och våtmarker styrs av ett antal fysiska, geokemiska och biologiska processer, bland andra sedimentation, adsorption och utfällning, redoxprocesser, växtupptag och biologisk mineralisering och immobilisering. Mikrobers och växters upptag av fosfor anses vara kortsiktiga, tillfälliga P-pooler om man inte skördar växtbiomassan (Richardson & Marshall, 1986). Ackumulering av torv samt adsorption och utfällning har däremot visat sig vara de viktigaste långsiktiga fastläggningsmekanismerna för fosfor (Richardsson, 1985; Richardson & Marshall, 1986; Reddy et al., 1995). Stora mängder av fosfor kan lagras i sediment (Johnston, 1991; Johannesson et al., 2015) men det lagrade materialet kan resuspenderas, t.ex. från nyligen rensade diken med barlagda botten. Fosfor som är adsorberad på partikelytor kan frigöras kemiskt, t.ex. om järnföreningar reduceras under perioder med syrebrist. Därför krävs det att ytterligare omvandling av fosfor sker till mer stabila former för att det ska bli en långsiktig fastläggning i geokemiska eller biologiska pooler.

9.2. Åtgärder inom jordbruket för att minska negativ miljöpåverkan av markavvattning på akvatiska ekosystem

9.2.1. Reglerbar dränering

I Sverige är näringsläckaget från åkermark i regel störst under vintern och tidigt på våren, eftersom nederbörden då är stor i förhållande till avdunstningen samtidigt som växternas behov av vatten och växtnäring är litet. Reglerbar dränering gör det möjligt att variera dräneringsintensiteten efter dräneringsbehovet. Metoden är enkel och går att anpassa till befintliga dräneringssystem. Genom att placera dämpningsbrunnar på stamledningen kan man reglera grundvattennivån i marken (Figur 30). Ofta sätts ständarrör in i brunnarna, men man kan också använda höj- och sänkbara slangar eller överfallströsklar av trä eller stålplåt (Wesström, 2002). Metoden har fått stor spridning i Nordamerika, men också i länder där det går att få miljöstöd för installationen, som i Finland. I Sverige pågår fältförsök, men metoden har ännu inte slagit igenom i praktiken.



Figur 30. Reglerbar dränering med dämningsbrunn på stamledningen.

Den största fördelen med reglerbar dränering är att det går att minska avrinningen när dräneringsbehovet är litet. Detta minskar transporten av både kväve och fosfor från åkermark främst genom en minskad avrinning från fälten (Gilliam et al., 1978; Gilliam et al., 1979; Skaggs & Gilliam, 1981; Deal et al., 1986; Evans et al., 1989). Svenska fältförsök med reglerad dränering har utförts i Halland, Skåne och Småland sedan 1996 (Wesström et al., 2001; Wesström, 2006; Wesström & Messing, 2007). Resultat från fyra års försök i Halland visade att kväveläckaget kunde minskas med 20–30 kilo kväve per hektar och år jämfört med läckaget från fält med traditionell täckdikning. Under samma period var avrinningen 70–90 procent lägre från de reglerade dräneringssystemen. Resultat från 14 amerikanska undersökningar visade att med reglerbar dränering minskade förlusterna av kväve och fosfor från åkermarken med 45 procent (10 kg ha^{-1}) respektive 35 procent ($0,12 \text{ kg ha}^{-1}$). Det totala utflödet från dräneringssystemen minskade med cirka 30 procent (Evans et al., 1996). Övriga fördelar är större skördar och bättre kväveutnyttjande. Skördeökningar uppmättes i samtliga svenska försök med potatisodling, i genomsnitt med 10 % (Wesström et al., 2014). I Småland uppmättes 20 % skördeökning vid odling av höstvet. Kväveupptaget i potatis ökade med 20 % och i höstvet med 30 %.

Metoden rekommenderas i Finland som ett led i att minska påverkan på vattendrag vid odling på sura sulfatjordar: ”Med reglerad dränering kan man, som namnet säger, reglera mängden avrinningsvatten från en åker och på så vis förhindra att marken torkar ut för mycket och syre tränger ner i marken till djupare belägna skikt. Åtgärden balanserar också avrinningen efter en torr sommar och minimerar risken för större surchocker i vattendragen”. Åström et al. (2007) lyckades dock inte påvisa någon positiv effekt av reglerad dränering på pH eller sulfatkoncentrationer i ett fältförsök, men det kunde förklaras av att man inte lyckades höja grundvattenytan så mycket som det var tänkt. I ett annat område kunde man dock hålla grundvattenytan över den kritiska gränsen mellan oxiderade och reducerade jordlager med hjälp av reglerad dränering, och fick därmed en positiv effekt på pH (ca 0,5 enheter högre) och en kraftig minskning av

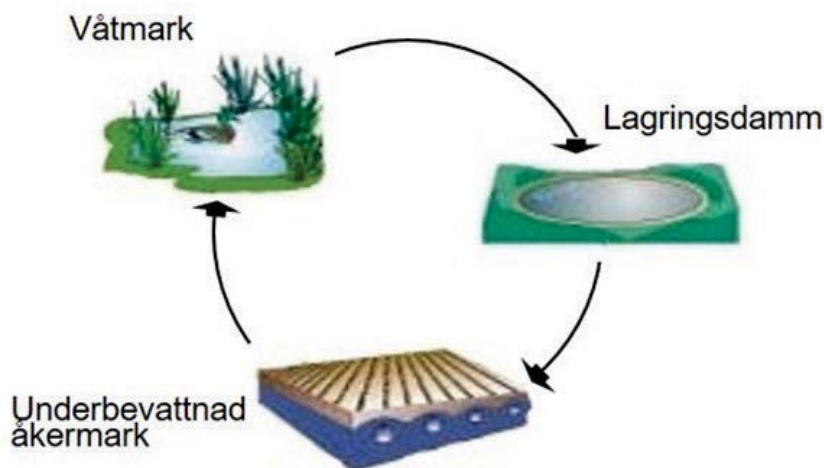
sulfatläckaget (Bärlund et al., 2004). I kombination med kalkåterfyllnad (se nedan) gav metoden ett klart positivt utfall på vattenkvaliteten.

Nackdelar som framförts som argument mot reglerbar dränering är att avgången av lustgas (N_2O) och läckaget av fosfor kan öka eftersom marken är vattenmättad under längre perioder. I en litteraturstudie framkom att det saknas tillräckligt med kunskap om markens förmåga att lagra, transportera och reducera producerad N_2O för att man ska kunna förutse hur reglerbar dränering påverkar direkt och indirekt N_2O -avgång från åkermark (Wesström & Joel, 2005). Få studier finns tillgängliga, men Kliewer & Gilliam (1995) visade att N_2O -avgången motsvarade 2 % av den totala denitrifikationen i alla led med reglerbar dränering. Reglerbar dränering kan leda till ökade fosforförluster om ytvattenavrinningen ökar, t.ex. vid stående ytvatten som ökar risken för makroporflöden, och om jorden är helt vattenmättad. Anledningen är att anaeroba förhållanden kan öka mängden löst fosfor i markvätskan på grund av reduktion av oxiderade järnföreningar som binder fosfat (Stämpfli & Madramootoo, 2006; Sanchez et al., 2007).

Reglerbar dränering passar inte överallt. Ideala förhållanden är plana fält med god genomsläpplighet i övre delen av profilen och med en naturligt högt stående grundvattenyta, eller ett tätt jordlager på ett djup av 1 till 3 meter. Att jorden har relativt god genomsläpplighet gör att den svarar snabbt på ökat eller minskat dräneringsdjup. En förutsättning för att man ska kunna behålla vattnet inom fältet är att jorden har ett behov av dränering. Lutningen har stor betydelse för den praktiska möjligheten att reglera dräneringen. Ju större nivåskillnaderna är desto fler brunnar måste installeras, vilket bl.a. ökar kostnaden. I Finland är det allmänna kriteriet att fält med större lutning än 2 procent inte är lämpade för reglerbar dränering (Jord- och skogsbruksministeriet, 2000). I en översiktlig studie med hjälp av GIS undersöktes förutsättningarna för reglerbar dränering i södra Sveriges kustnära områden, dvs. i delar av Kalmar, Blekinge, Skåne och Hallands län (Joel et al., 2004). Av den totala undersökta arealen på cirka 700 000 ha bedömdes det att på cirka 200 000 ha fanns förutsättning för reglerbar dränering. Cirka 100 000 ha hade för låg genomsläpplighet, 170 000 ha hade för stora nivåskillnader inom fälten och resterande areal bedömdes inte ha något dräneringsbehov. Detta ger en uppfattning om i vilken omfattning reglerad dränering skulle kunna bidra till en minskning av kvävebelastningen på Sveriges kustvatten.

9.2.2. Återanvändning av dräneringsvatten

Återanvändning är en kostnadseffektiv och naturlig metod att hantera dräneringsvatten. Med integrerade system för vattenhantering kan man minska de negativa sidoeffekterna av vattenanvändning inom jordbruket. Huvudsyftet med systemen är att minska både grundvattenanvändning och det diffusa utsläppet av näringsämnen pesticider och sediment. Samtidigt vill man bibehålla skördar av hög kvalitet och kvantitet och garantera en effektiv vattenanvändning.



Figur 31. Ett integrerat vattenhanteringssystem där vatten cirkulerar mellan våtmark, lagringsdamm och åkermark genom underbevattning (Zucker & Brown, 1998).

Genom bevattning och dränering kan man reglera grundvattennivån i marken. Under perioder med hög nederbörd kan vatten delvis lagras i marken. Om avrinning sker kan dräneringsvattnet samlas och lagras i dammar eller våtmarker (Figur 31). Under perioder med låg nederbörd kan vatten återföras till fälten via brunnar genom underbevattning så att grundvattennivån i fält hålls på en förutbestämd dämningnivå.

Tidigare forskning om återanvändning av dräneringsvatten har i huvudsak varit inriktad på kvalitetsaspekter av vattnet, främst saltanrikning, vilket anses vara den största begränsningen vid återanvändning. Kvaliteten på dräneringsvattnet avgör vilka grödor som kan bevattnas (Shannon et al., 1997). I Ohio, USA, har man utvecklat ett integrerat vattenhanteringssystem som består av en våtmark och en lagringsbassäng som är sammanbundna genom ett ledningssystem som efter behov kan användas antingen för dränering eller för underbevattning. Dräneringsvattnet leds till våtmarken och sedan vidare till en lagringsbassäng. Naturliga processer i våtmarken påverkar vattnet genom att en del näringsämnen, pesticider och sediment avlägsnas. I lagringsbassängen ges ytterligare tillfälle för sedimentering och adsorption av näringsämnen. Vid bevattningsbehov återanvänds vattnet från lagringsbassängen (Allred et al., 2003). Försök som har pågått under fem till sex odlingssäsonger visar på en genomsnittlig skördeökning på 20 % för majs och 17 % för sojabönor.

Återanvändning av dräneringsvatten ses i Finland som en fortsättning på regleringen av åkerns dräneringssystem. Där ingick återanvändning av avrinningsvatten i jordbrukets miljöstödsystem under perioden 2007-2013 (Jord- och skogsbruksministeriet, 2006). Ur vattenskyddssynvinkel har man försökt att bedöma nyttan med regleringen genom att beräkna vilka kostnader motsvarande

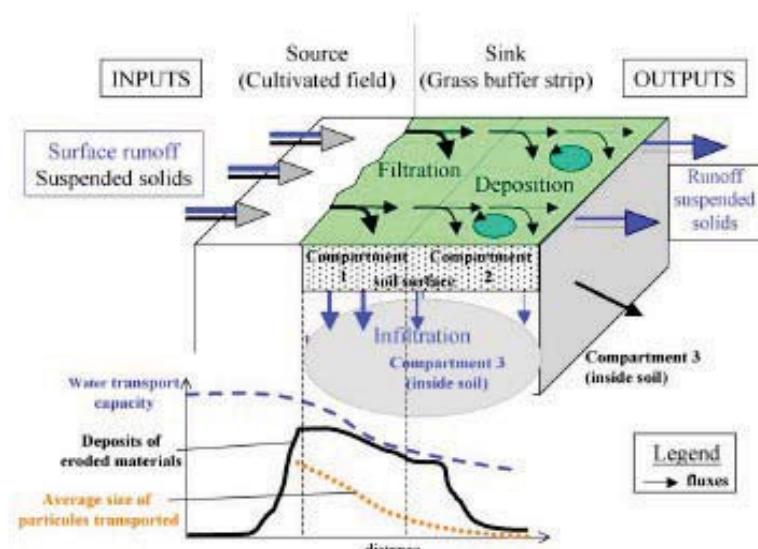
rening skulle ha om den utförts vid ett reningsverk. Baserat på den utredningen bedömde man att enbart en minskning av kväveutlakningen med 5 % ger en miljönytta av 156 mark ha⁻¹. Om minskningen är 30 % blir miljönyttan över 900 mark ha⁻¹. Jordbrukaren kan också nå egen ekonomisk nytta, eftersom skörden påverkas positivt både kvalitativt och kvantitativt.

I Sverige har effekter på vattenkvalitet och vattenhushållning av att lagra dräneringsvatten i miljödammars undersökts. År 2004 anlades 27 miljödammars på Listerland i Blekinge. Totalt ingick en areal på 163 km² i studien. Markanvändningen var till största delen intensivt jordbruk. Inom projektet mättes vattennivån i dammarna kontinuerligt och vattenprover togs ut för analys av vattenkvalitet. Undersökningarna visade att miljödammars kan fungera som fälla för både kväve och fosfor. Om dammarna fylls på 1,5 gånger under vegetationssäsongen kan grundvattenuttaget för bevattning minska med 20 % (Wesström & Joel, 2010).

9.2.3. Skyddszoner

I Sverige fanns under första åren av 2000-talet ca 10 000 km skyddszoner (Ulén, 2008). En stor del av dessa har anlagts i områden där det aldrig eller mycket sällan sker en ytavrinning, och de har därmed liten betydelse för vattenkvaliteten. Internationellt är skyddszoner mellan 5 och 15 m breda, och när de anläggs för att minska ytavrinningen till huvuddiken och vattendrag har de en god effekt på transporten av jord, fosfor och pesticider – effekten varierar dock avsevärt som framgår nedan. Det sker en minskning av jordtransporten från åkern genom gräsets filtrerande effekt; därigenom hålls partikelbundna pesticider och fosfor kvar i skyddszonen (Figur 32). Dessutom ökar infiltrationskapaciteten, vilket medför att en del mer lösliga bekämpningsmedel liksom löst fosfat kommer att filtreras genom jord och fastna genom sorptionsprocesser innan de når ytvattnet.

Blanco-Canqui et al. (2006) visade att skyddszonens effekt berodde på både vattenflödet och skyddszonens bredd. Skillnaden mellan olika flödesintensitet minskade när bredden ökade från 0,7 m till 4 respektive 8 m. Med en 4 m bred skyddszon uppmättes en avskiljning av fosfor på >80 % och omkring 50 % nitratkväve vid ett koncentrerat flöde. Författarna visade också att skyddszonens effekt kunde öka med en barriär av högväxt gräs mot åkern.



Figur 32. Principen för hur en skyddszon fungerar för att minska transporten av ämnen från odlad mark (från Dorioz et al., 2006, med tillstånd från Agriculture, Ecosystems and Environment).

Krutz et al. (2005) gjorde en litteraturgenomgång av effekten av skydds-zoner på herbicidförluster och konstaterade att i alla citerade studier minskade transporten med minst 43 %, och ofta betydligt mer, jämfört med åkrar utan skydds-zon. En påtaglig skillnad mellan olika jordarter har observerats där lerpartiklar hålls kvar betydligt sämre än större partiklar. Den största effekten på partikelbundna pesticider sker i den första delen av skydds-zonen, med liten ytterligare effekt efter fem meters bredd. Vegetationens ålder är en faktor av betydelse, och retentionen av bekämpningsmedel och partikelbunden fosfor ökar när skydds-zonen är mer etablerad. En av de viktigaste faktorerna för retentionen är dock vattenflödet, och att man genom olika skötselåtgärder motverkar kanalbildning genom vegetations-zonen.

För mer lösliga herbicider har man observerat en positiv effekt av att göra skydds-zonerna bredare, vilket förklaras med en större infiltration och sorption. En viss transport genom jordprofilen sker dock, vilket har visats bl.a. genom att man har funnit herbicider i det ytliga grundvattnet under skydds-zoner. Det totala läckaget från områden med skydds-zoner är dock betydligt mindre än från områden utan skydds-zoner.

Infiltrationen av ytavrinning i skydds-zonen är en bidragande orsak till att halterna av nitrat och organiskt kväve minskar. I täckdikade områden sker dock den huvudsakliga kvävetransporten via dräneringsrören, och dessa mynnar djupare än skydds-zonerna. Skydds-zoner har därför en mycket begränsad effekt på det totala kväveläckaget från dränerad åkermark.

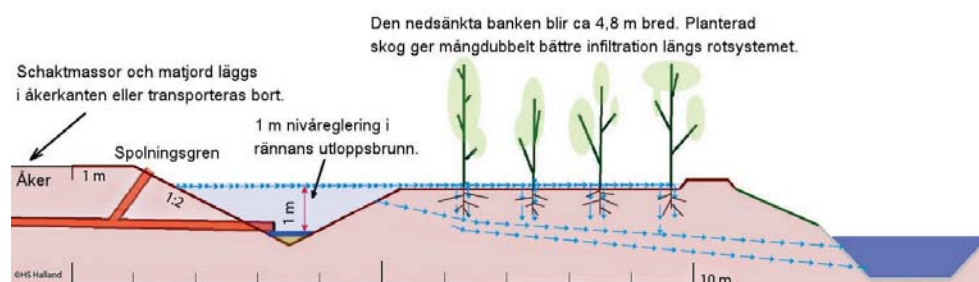
Sammanfattningsvis kan man konstatera att den kvantitativa effekten av skydds-zoner för att skydda akvatiska ekosystem är mycket variabel. I en litteraturoversikt konstaterade Collins et al. (2009) att effektiviteten varierade

rejält, mellan 30-100 % för jordpartiklar, 30-95 % för total-P, 10-100 % för total-N, och 30-100 % för pesticider. I områden med hög risk för ytavrinning har tillräckligt breda (>4 m) skyddszoner en dokumenterad effekt på förlusterna av jord, fosfor, och pesticider. I områden med lerjordar och intensiva nederbördstillfällen kan ännu bredare zoner vara nödvändigt för att få en signifikant effekt. Dorioz et al. (2006) gjorde en kritisk granskning av litteraturen inom området och kom fram till följande rekommendationer vad gäller skyddszoner som metod för att minska fosforförlusterna från jordbruk i Frankrike: 1) Används där enbart ytavrinning förekommer, och det därmed är begränsad hydraulisk belastning på skyddszonen. I kombination med rätt plöjningsteknik kan det maximera skyddszonens effektivitet; 2) Dimensioneringen (bredd, längd, form) sker utifrån tillrinningsområdets jordart, lutning, och erosionsrisk i förhållande till recipientens känslighet för sediment och fosfortillförsel. Generellt är 5 m. en minimibredd för lutningar mellan 1 och 10 %; 3) Vegetationen ska vara tät och väl etablerad och bör slå två – tre gånger per år och biomassan föras bort.

I sin genomgång av möjliga åtgärder inom svenskt jordbruk för att minska fosforförlusterna tar Ulén och Jakobsson (2005) med användandet av skyddszoner i områden med risk för ytavrinning direkt till dräneringsbrunnar, och även generellt för att förbättra infiltrationen på fält med hög risk för ytavrinning. I nationella beräkningar av normalläckaget från svensk åkermark antas skyddszoner reducera fosforförlusterna via ytavrinning med 50 %, förutsatt att de anlagts i områden där ytavrinning förekommer (Rankinen et al., 2001; Kronvang et al., 2005 citerade i Johnsson et al., 2008).

9.2.4. Integrerade skyddszoner

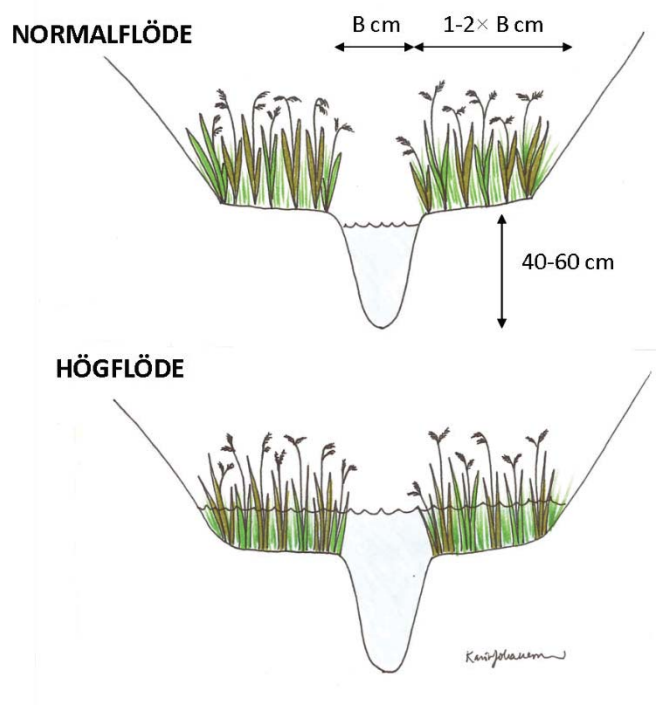
Integrerade skyddszoner är ett mer slutet system än vanliga skyddszoner. Förutom retention och fastläggning kan man med detta system också återcirkulera näringsämnen och dämpa flödestoppar. De integrerade skyddszonerna placeras längs med vattendrag. Bredden är ca 10 m och längden ca 70-100 m, beroende på topografi. De integrerade skyddszonerna består av två delar, ett vattenfyllt uppsamlingsdike och en infiltrationsbank (Figur 33). Ett cirka 4 m brett uppsamlingsdike grävs parallellt med vattendraget så att det skär av utloppen från dräneringssystemen som mynnar i vattendraget. Närmast vattendraget sänks marknivån genom att ca 10-15 cm av matjorden grävs bort så att en nedsänkt minst 4 m bred infiltrationsbank bildas. Skyddszonen kan utformas bredare och med oregelbunden form i mån av tillgång till lämpliga marker. För att öka infiltrationskapaciteten planteras träd på infiltrationsbanken. Efter cirka 10-15 år kan biomassan skördas, och sedimenten i diket grävas ut. På så vis kan man recirkulera näringsämnen på ett hållbart sätt (Feuerback & Strand, 2013).



Figur 33. Teknisk principskiss för en integrerad skyddszon (Hushållningssällskapet i Halland 2017).

9.2.5. Avfasade strandzoner, tvåstegsdiken

En variant av skydds zoner i anslutning till öppna diken och åfåror är avfasade slänter, så kallade tvåstegsdiken. Ett tvåstegsdike har till skillnad från ett vanligt dike terrasser på ena eller båda sidorna om dikets mittfåra (Figur 34). Terrasserna fungerar som ett svämplan vid högvattenflöden. Syftet med avfasningen är att öka vattnets uppehållstid i strandzonen och därmed öka vattendragets självrenande förmåga. Avfasningen gör dikets kanter mer flacka så att rasvinkeln minskar. Detta gör att vegetationen får lättare att etablera sig vilket leder till ett ökat upptag av näringsämnen, minskad erosion och sedimenttransport. Om terrassen är vegetationsklädd kommer vattenhastigen och därmed risken för erosion i diket att minska. Genom minskad erosion och bättre släntstabilitet kan sedimenttransport och partikelbunden transport av näringsämnen minska. Svämplanet, eller terrassen, kan också fungera som magasin vid höga flöden, utjämna höga flödestoppar och minska riskerna för översvämning av omgivande marker. Dessutom minskar behovet av att underhålla diket. Genom att sänka markytan i anslutning till vattendraget kan man skapa vattenmättade zoner med syrefria miljöer som gynnar denitrifikation och medför ytterligare rening av vattnet från kväve.



Figur 34. Schematisk bild av ett tvåstegsdike med avfasade terrasser på ömse sidor om det ursprungliga diket (illustration: Karin Johannesson, Linköpings Universitet).

Försök har utförts i Ohio, USA, med avfasade strandzoner. Resultaten visar att det med denna åtgärd går att förbättra vattenkvaliten i diken som leder vatten från åkermark och samtidigt bibehålla dikets förmåga att avvattna mark (Miami Conservancy District, 2009). Hoffman et al. (2009) presenterade en översikt över fosfor-retentionen i 'bufferzones', och konstaterade att studier av tillfälligt översvämmade ånåra områden har visat en retention på upp till 127 kg/(ha år) P, men med mycket stor variation i datamaterialet. Förmodligen förklaras en stor del av denna variation av skillnader i vattenkvaliteten. Ju högre halt av partikulärt bunden fosfor desto större retention, eftersom sedimentationen är den dominerande processen i dessa områden.

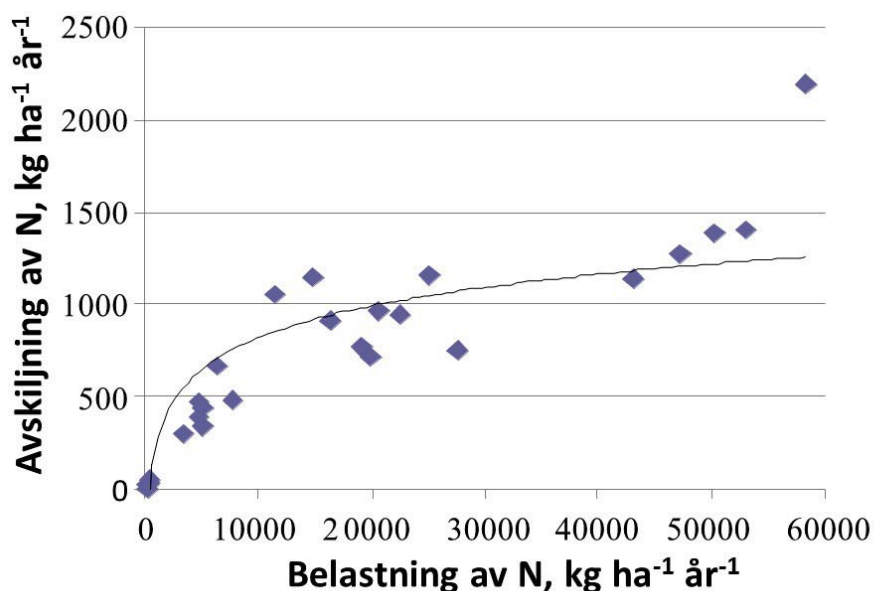
Lindmark (2013) sammanfattar de begränsade erfarenheter som finns från USA där man framför allt har studerat effekten på partikel och kvävetransport. Dikena hade alla en effekt på partikeltransporten, men med mycket stor variation, från ca 10 % minskning till 80 %. I Östergötland pågår en uppföljning av hur mycket material som sedimenterar på terrasserna i ett ca 2 km långt nyanlagt tvåstegsdike och de första erfarenheterna visar att det är mycket viktigt att snabbt etablera vegetation på terrasserna för att motverka erosion av de barlagda ytorna. I övrigt verkar det i Sverige saknas kvantitativa data över åtgärdens effekt. Ett av de äldre exemplen finns i Långeberga, Helsingborgs kommun, där man skapade 10 meter breda strandzoner och anlade ett två meter brett översvämningsplan på båda sidorna om vattendraget. Dräneringsrören kapades av i zonens ytterkanter och på en del platser har mindre hästskoformade våtmarker anlagts vid rörens mynning (Hellberg,

2004). Sedan dess har ytterligare några tvåstegsdiken anlagts i södra Sverige. Från och med januari 2016 kan man söka miljöinvesteringstöd från landsbygdsprogrammet 2014-2020 för att anlägga sådana (Larsson & Heeb, 2016).

9.2.6. Våtmarker och dammar

Anläggningen av våtmarker och dammar anses vara en kostnadseffektiv metod för att minska transporten av kväve och fosfor från jordbruksområden (Jöborn et al., 2005; Tonderski et al., 2005). Det är en tänkbar åtgärd för att minska negativa effekter i samband med dikesrensning eller andra åtgärder i samband med markavvattning. Mätdata från tre våtmarker i Skåne visade en medelavskiljning av fosfor över några år på mellan 17 – 47 kg ha⁻¹ år⁻¹ (Ekologgruppen, 2003). Motsvarande kväveavskiljning uppgick till 370 – 1700 kg ha⁻¹ år⁻¹. Studier har visat att kväveavskiljningen är högre i våtmarker dominerade av övervattensväxter än i sådana där undervattensväxter och alger dominerar (Bastviken et al., 2009). Man bör därför skapa våtmarker med varierande djup för att få omväxlande igenväxta och öppna områden och på så sätt motverka kanalisering genom tät vegetation.

Brandt et al. (2009) uppskattade att den sammanlagda lokala avskiljningen av kväve av de 4235 hektar våtmarker som då anlagts i södra Sverige uppgår till 140 ton år⁻¹ för kväve och 12 ton år⁻¹ för fosfor (Brandt et al. 2009). Man konstaterade att beräkningen var mest känslig för hur belastningen på våtmarken uppskattas. En anledning till den relativt låga effekten på kvävetransporten är att en relativt stor andel av våtmarkerna inte är högbelastade med kväve.



Figur 35. Kväveavskiljning som funktion av belastning i sju svenska våtmarker anlagda i jordbrukslandskap. Varje punkt representerar ett årsmedelvärde, och för några våtmarker finns data för flera år. Data från Ekologgruppen 2003, Eriksson et al., 2009 och Weisner (opubl.).

Detta bekräftades även i en studie av Weisner et al. (2015) i en uppskattning av effekten av de våtmarker som anlagts inom landsbygdsprogrammet 2007 – 2013. Författarna uppskattade att ca 70 % av de anlagda våtmarkerna har haft en ökad biologisk mångfald som huvudsyfte och då är lågbelastade i de flesta fall. Modellberäkningar för de 5 261 hektar som beviljats stöd indikerade att transporten av fosfor och kväve till lokala vattendrag kommer att minska med cirka 25 ton fosfor per år och cirka 200 ton kväve per år. I enskilda, väl placerade våtmarker skulle man kunna uppnå en avskiljning på 100 kg fosfor och 1000 kg kväve per hektar och år. Dessa siffror stämmer väl vad gäller kväveavskiljningen med en nyligen systematisk utvärdering av internationella studier av våtmarker (Land et al. 2016). Medianvärdet för alla studier var 930 kg kväve och 12 kg fosfor per hektar och år, vilket motsvarade 37 respektive 46 % av belastningen. Motsvarande medelvärden för de studerade våtmarkerna var betydligt högre, 1840 kg ha⁻¹ år⁻¹ totalkväve och 150 kg ha⁻¹ år⁻¹. Då ingick ett fåtal med våtmarker där en mycket hög avskiljning av både kväve och fosfor uppmätts.

Weisner och Thiere (2010) använde mätdata från sex olika våtmarker och kunde visa att kväveavskiljningen relativt väl går att beräkna utifrån belastningen med en enkel regressionsmodell, vilket stämmer väl med internationella erfarenheter (Kadlec, 2005; Figur 35). Det är dock ett sämre samband mellan fosforbelastningen och avskiljningen, och fler faktorer än belastningen påverkar resultatet, t.ex. avrinningsområdets genomsnittliga lutning, våtmarkens längd:bredd förhållande och fosforinnehållet i jorden, enligt en studie av sju svenska våtmarker i jordbruksmark (Johannesson et al., 2015). I denna studie visades att den genomsnittliga fosforfastläggningen i 6 högbelastade svenska våtmarker var 63 kilo fosfor per hektar och år, vilket tyder på att uppskattningen av Weisner et al. (2015) inte är orimlig.

I Norge har man under flera års tid anlagt små våtmarker i vidgade dikesfårar för att framförallt fånga upp partikulärt bunden fosfor. Erfarenheterna av dessa redovisas nedan under 9.2.8.

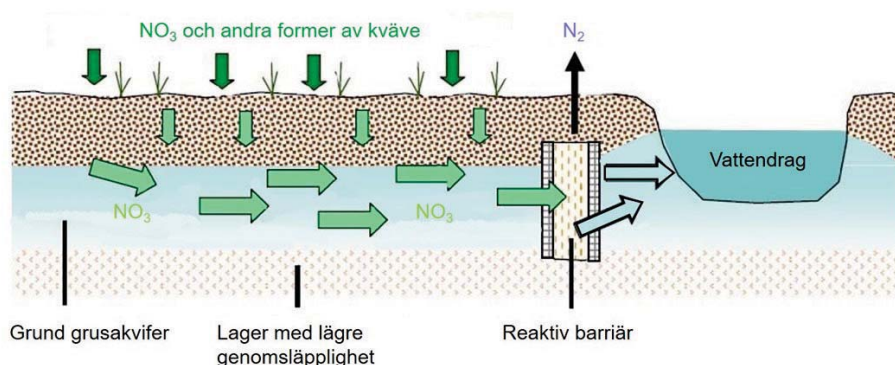
9.2.7. Bioreaktorer och denitrifikationsväggar i diken och runt rör

Ett sätt att minska transporten av kväve från markavvattnade områden är att konstruera någon form av barriär med organiskt material där kvävet i form av nitrat denitrifieras till kvävgas. Metoden har använts för att minska nitratkoncentrationer i grundvatten (Robertson et al. 2000).

Schipper och Vojvodic-Vukovic (2000; 2001) rapporterade att efter fyllning av ett utgrävt dike med en blandning av jord och sågspån minskade halterna av NO₃⁻-N från mellan 5 och 16 mg l⁻¹ till <2 mg l⁻¹ i avrinningsvattnet. Jaynes et al. (2004) anlade framgångsrikt denitrifikationsväggar för att denitrifiera vatten från dräneringsledningar i jordbruksområden. I en senare studie undersökte Greenan et al. (2006) olika materials lämplighet som energikälla i liknande ”reaktorer” och visade att denitrifikation var den process som dominerade och inte mikrobiell

reduktion till ammonium. Man diskuterade också hur snabbt olika material bryts ned, och möjligheten att ha en något lägre kväveavskiljning under en längre tid om man väljer ett mer resistent material som t.ex. flis. Jaynes et al. (2008) presenterade resultat av fem års försök med s.k. denitrifikationsväggar fyllda med träflis parallellt med dräneringsrören. Nitrathalterna i dräneringssystemet sjönk från 22 till 9 mg l^{-1} , och över perioden motsvarade det en 55 % ($29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) minskning av den totala kväveförlusten i dräneringssystemet. Kvävereduktionen var högre än när man hade lagt djupdränering under den konventionella dräneringen för att kontrollera vattennivån. Robertson et al. (2009) använde en något annorlunda design, en nedsänkt bädd fylld med flis (1 – 5 mm) vid utloppet från dräneringssystemet, men kunde också visa stabil kväveavskiljning i dräneringsvattnet efter fem år, utan någon minskad permeabilitet.

I ett EC LIFE Environment-projekt (NITRABAR) ingår fältstudier på Nordirland, för att undersöka hur PRB-teknik (Permeabel Reaktiv Barriär) kan användas inom jordbruket för att minska nitrattutlakning. Inom projektet har smala diken grävts mellan fält och vattendrag (Figur 36). Dikena är fyllda med en blandning av olika naturmaterial, t.ex. järnfilsspån, sand och organiskt material. Olika materialblandning testades i återfyllnaden med avseende på förmågan att rena vattnet från nitrat.



Figur 36. Skiss av en kvävemur efter NITRABAR (2009).

Slutsatser från projektet var att NITRABAR mycket effektivt (>95 %) kunde minska nitratkoncentrationer i vatten med halter som var lägre än 100 mg l^{-1} . Metan och spårbara mängder av kväveoxider uppmättes på markytan när nitratkoncentrationerna i vattnet var högre än 500 mg l^{-1} . Vid ett genomflöde av grundvatten med koncentrationer $>500 \text{ mg l}^{-1}$ visade NITRABAR 85 % effektivitet (Kalim & Assul, 2009).

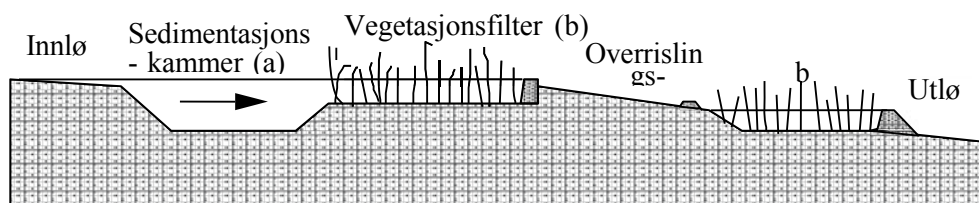
Försök med liknande kvävemurar har också utförts i Sverige. I Skåne anlades, med bidrag från Region Skåne och Helsingborgs Stad, en kvävemur i pilotskala för att utvärdera kvävemurens förmåga att minska näringsinnehållet i dräneringsvatten från åkermark (Persson et al., 2003). Kvävemuren bestod av ett 35 m långt schakt som fylldes med en blandning av sågspån och jord. Vatten rann med självfall

genom kvävemuren innan det åter anslöts till dräneringssystemet. Studier genomfördes i fält och på laboratorium. I fält undersöktes dräneringsvattnets innehåll av kväve och fosfor genom stickprover på in- och utgående vatten. I laboratorium utfördes försök med olika substrats påverkan på denitrifikationsaktiviteten. Mätningar i fält visade på en tydlig reningseffekt av både kväve och fosfor under en tvåmånadersperiod. Laboratorieförsöken visade att halm initialt fungerade bättre som kolkälla, men att sågspån var lika effektivt efter en tids inkubering. Vid inkubering av halminblandad jord ökade koncentrationen av ammonium i dräneringsvattnet. Några av slutsatserna från försöken var att den goda reningspotentialen av närsalter innebär att kvävemuren är intressant att testa också för andra tillämpningsområden. Mer undersökningar behövs dock av reduktionsförmågans varaktighet och behovet av underhåll. Vidare behöver man undersöka alternativa tekniska lösningar för att kunna utöka tiden som muren är vattenmättad och därmed tiden som anaeroba förhållanden råder. Murens långsiktiga genomsläpplighet måste också undersökas, eftersom andra studier har pekat på att med vissa material (t.ex. sågspån) tenderar genomsläppligheten att minska. Ett interaktivt hjälpmedel för stegvis utformning av bioreaktorer har tagits fram av forskare i USA. Det finns tillgängligt på internet för nedladdning (www.wq.illinois.edu/dg) (Cooke & Bell, 2014).

Inom projektet Supreme-Tech i Danmark har man goda erfarenheter av att använda en blandning av sorptivt material (krossat snäckskal) och flis som substrat i så kallade våtmarksfilter som belastas med vatten från täckdikessystem. Bruun et al. (2016) undersökte effekten av olika hydraulisk beskickning och fann att högst kväveavskiljning (i form av nitrat) observerades i våtmarksfilter där vattnet fördes på från ytan och perkolerade ner till ett dräneringsrör. Mer information om försöken finns även på projektets hemsida (<http://supremetech.dk/>).

9.2.8. Fosfordammar

I Norge har man haft goda erfarenheter av att anlägga små våtmarker i diken och mindre vattendrag, specialdesignade för att fånga upp partikulärt bunden fosfor (Figur 37; Braskerud, 2002).



Figur 37. Utformning av en fosfor-fångdamm enligt den princip som tillämpas i Norge (efter Braskerud, 2001).

Våtmarkernas storlek varierar från omkring 1000 m² och upp till några tusen kvadratmeter, och de är som bäst placerade i områden med höga förluster av partikelbunden fosfor. Effektiviteten varierar beroende både på belastning (placering i landskapet) och utformning, men också på storlek (Tabell 9). Det är

t.ex. viktigt att anlägga både sedimenteringsdamm och delar med rotad övervattensvegetation för att hålla kvar partiklar även under höga flöden. Översilningsdelen i figur 36 utesluts ofta på grund av risken för att det uppstår erosion.

Tabell 7. Avskiljning av fosfor i fosforfångdammar i Norge (Hauge et al., 2008).

Storlek (m ²)	Avskiljning av P (g m ⁻² år ⁻¹)
< 1000	31/78
1000 – 3000	37/62
> 3000	35

En förutsättning för att dessa våtmarker ska fungera effektivt är att lerpartiklarna bildar aggregat som kan sedimentera i våtmarken. I Sverige visade Kynkäänniemi (2014) att en fosfordamm anlagd på lerjord avskilde i snitt för de fyra första åren 89 kg fosfor per hektar och år, vilket visar att sådana dammar kan ha en viktig funktion för att minska transporten av fosfor från lerområden.

9.2.9. Kalkfilter

Metoden att använda kalk för att minska läckaget av fosfor från odlade jordar kan delas in i två typer av strategier. Den ena metoden går ut på att applicera kalk eller andra reaktiva material direkt i dräneringsvattnet via dräneringsbrunnarna och då är syftet att fälla ut och/eller adsorbera fosfaten i vattnet. Den andra metoden innebär att man blandar in osläckt kalk i återfyllnaden över täckdikesrör. Detta förbättrar markstrukturen och ökar infiltrationskapaciteten, vilket motverkar ytavrinning. Kalken binder också fosfat som kan finnas i det infiltrerande vattnet.

Användningen av olika reaktiva material för sorption av löst fosfor har provats vid behandling av avloppsvatten, framför allt från enskilda hus och mindre samhällen. Erfarenheterna har varit blandade, och problem som har uppstått har varit relaterade till hydraulisk igensättning eller oväntat snabb minskning av sorptionsförmågan. Forskning pågår om olika filtermaterials förmåga att binda fosfor och hur de olika materialen påverkar genomsläpligheten (Canga et al., 2015a; Canga et al., 2015b) Det finns få publicerade vetenskapliga studier av tillämpning av metoden i jordbruksområden. En populärvetenskaplig rapportering från ett Life-projekt (RiverLife 1998-2001) i Finland talar om att kalkfilter har installerats i diken som dränerar ca 1000 ha jordbruksmark. Effekten uppges till mellan 40 – 80 % reduktion av löst fosfat. Filtren uppges även ha effekt på pH när sulfatjordar har dikats, även om den effekten avtar relativt snabbt (ett par år) när kalken förbrukas. I Sverige har IVL haft tre fältförsök där fyra olika kalkfiltermaterial har testats i brunnar. Resultaten visade en genomsnittlig minskning med 50 % av totalfosfor i dräneringsvattnet för det effektivaste filtermaterialet (Ekstrand et al., 2011). Filtren utformas antingen som kassetter som är relativt lätta att byta ut (Figur 38), eller så fylls materialet i säckar som placeras i en brunn och lätt kan bytas när materialet har mättats. Den praktiska utformningen

av kalkfilter har utvecklats vidare och ett antal så kallade kalkfilterbäddar har på senare år installerats i Sverige för att behandla dräneringsvatten (Ekstrand et al., 2014).



Figur 38. Exempel på hur ett kalkfilter i en brunn kan utformas, från projektet Supreme-Tech i Danmark (Foto: K. Tonderski).

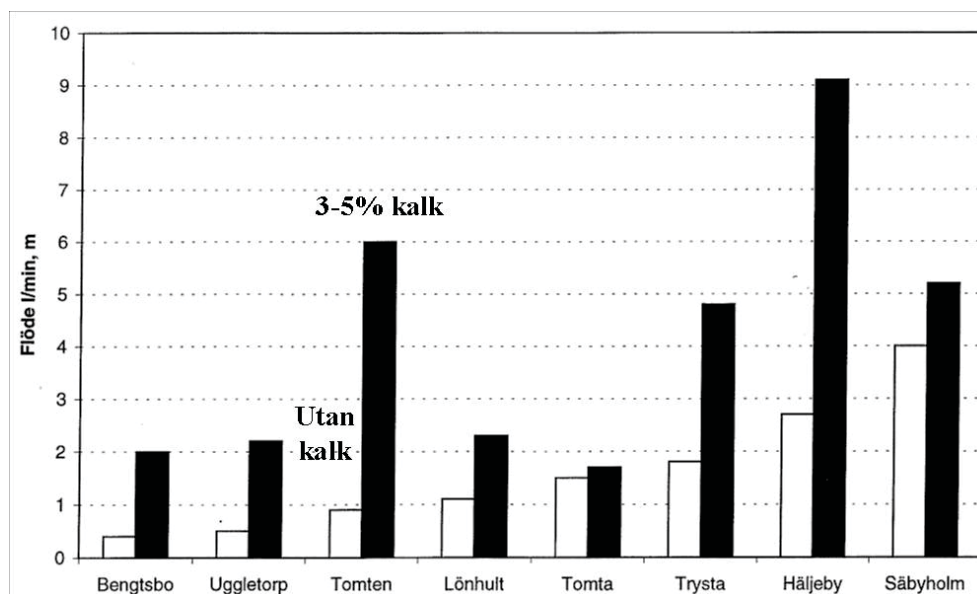
I en amerikansk studie provade man polytetylsäckar fyllda med en blandning av krossad kalksten och zeolit vilket gav goda resultat med minskade halter av både ammonium och fosfat i laboratorieförsök (Srinivasan et al., 2008). Resultaten från försök genomförda under fältförhållande var dock mycket varierade. Slutsatserna som drogs var bl.a. att utformningen av liknande filter för praktisk tillämpning måste utvecklas en del för att t.ex. undvika att de sätter igen, samt att man behöver göra mer undersökningar i olika jordar för att förstå hur interaktioner mellan olika lösta ämnen kan påverka sorptionsegenskaperna för fosfat och ammonium.

Utförandet av dräneringsarbetet kan ha betydelse för fosforförlusterna. Typen av återfyllnadsmaterial ovanför ledningarna kan påverka läckaget (Turtola & Paajanen, 1995). Inblandning av osläckt kalk i täckdikes-återfyllningen har använts i Finland på lerjordar med låg hydraulisk konduktivitet för att reducera fosforförlusterna via ytavrinning. Fosforförlusterna har reducerats med upp till 90 % på en försöksplats under åren 1992 till 1994 genom att genomsläppligheten till dräneringsröret ökade (Weppling et al., 1995). Åtgärderna har haft effekter också efterföljande år och man kan räkna med god effekt under åtminstone 10 år (Weppling, muntl. kom.). Det är emellertid viktigt att inblandningen av kalken i återfyllnadsmaterialet sker noggrant. I ett försök med kalkinblandning i återfyllnaden över dräneringsrören i ett område med sur sulfatjord kunde ingen effekt påvisas på vare sig pH, sulfat, metall- eller kalkkoncentrationer i avrinnande

vatten (Åström et al., 2007). En möjlig förklaring var att kalken immobiliserades av utfällningar av järnoxhydroxider. Slutsatserna man drog var att det är tveksamt om kalkåterfyllnad är en fungerande metod som skydd för de akvatiska ekosystemen i områden med sura sulfatjordar. I ett annat försök där gränsen mot de reducerade sulfidrika jordlagren låg djupare fick man dock en påtaglig pH-förhöjning (1-2 enheter) och minskat läckage av sulfat och andra ämnen när kalkåterfyllnad användes ihop med reglerbar dränering (Bärlund et al., 2004). Det visar att en god kunskap om djupet till de reducerade jordlagren och de hydrologiska förhållandena, i kombination med ett väl utformat dräneringssystem, är en förutsättning för att en positiv effekt på vattenkvaliteten ska kunna uppnås.

Försök med kalkinblandning vid återfyllnad av täckdiken har också genomförts i Litauen (Šaulys & Bastienė, 2008). Koncentrationen av totalfosfor i avrinnande vatten minskade där med ca 50 % och koncentrationen av löst fosfor minskade med ca 64 % jämfört med kontrollen där täckdikning gjorts utan inblandning av kalk. Effekten var konstant under de sju åren som mätningarna pågick.

I Sverige utförde G. Berglund fältförsök på 1960- och 1970-talen (opublicerat material) för att undersöka hur kalkinblandning i återfyllningen förbättrar strukturabiliteten, ökar den hydrauliska konduktiviteten och vilka möjligheterna är att på så sätt minska ytvattenavrinningen. I försöken användes osläckt kalk som reagerar med markvattnet. Detta resulterade i de flesta fall i en gynnsam och hållbar struktur samt en högre genomsläpplighet (Figur 39). Kalken höjer även pH och binder fosfor, i huvudsak som kalciumfosfat och hydroxylapatit, vilka båda har låg löslighet.



Figur 39. Utflödet från dräneringsledningar med och utan kalk i täckdikesåterfyllningen i undersökningar utförda av G. Berglund på 1960- och 1970-talen (opublicerade resultat).

På senare tid har försök med kalkfilterdike genomförts i Västmanland under åren 2000 till 2003 (Lindström & Ulén, 2003). Ytavrinningen under de tre mätperioderna minskade med 80 % från fält med kalkfilter och avrinningen från täckdiket utan kalkfilter var 40 % lägre än för täckdiket med kalkfilter. Detta visade tydligt den positiva effekten på jordens genomsläpplighet.

Fosforkoncentrationen i ytavrinningsvattnet och i dräneringsvattnet från fältet med kalkfilter var avsevärt lägre än i vattnet från fältet utan kalkfilter. Förlusterna av nitratkväve ökade däremot med kalkfilter eftersom mer vatten infiltrerade genom den kalkinblandade återfyllningen.

9.3. Åtgärder inom skogsbruket för att minska negativ miljöpåverkan

Senare års forskning tyder på att frisättningen och transport av kvicksilver i yt- och markvatten till vattendrag i samband med avverkning och hyggesberedning kan minska genom att minimera fysisk störning av markskiktet vid avverkningen och transporter i terrängen (Bishop et al., 2009; Sørensen et al., 2009).

Forskningsresultat tyder även på att skyddszoner bidrar till att minska transporten av såväl slam som löst organiskt material, näringsämnen och metaller till vattendrag i skogsområden (Sørensen et al., 2009). Enligt en sammanställning av aktuella forskningsresultat (Eklöf et al., 2016) bidrar flera av Skogsstyrelsens rekommendationer för miljöhänsyn i skogsbruket till att minska kvicksilvertransport i känsliga områden. Dessa rekommendationer är, enligt Eklöf et al. (2016) (vår översättning):

- Undvik stora, sammanhängande hyggen, speciellt om marken är sank eller jordarterna finkorniga.
- Minimera påverkan på vattendrag och sjöar genom att samverka med angränsande markägare för att undvika hyggen i direkt anslutning till sjöar, vattendrag och våtmarker. Lagg transportvägar på torra områden i landskapet.
- Kör skogsmaskiner på sådant sätt att frisättande av jordpartiklar minimeras, flödesvägar inte ändras och så att hjulspår eller pölar inte bildas i anslutning till vattendrag. Skada inte utströmningsområden, det vill säga där grundvatten tränger upp mot markytan och fältskiktet domineras av sumpmossor, i anslutning till vattendrag och sjöar. Körning på sank mark ska undvikas och det är lämpligt att skydda marken med ris eller stockmattor (markskonare) vid transporter över sankt område eller över vattendrag.
- Spara skyddszoner med träd och lägre vegetation i sådan utsträckning att negativa effekter på vattenkvaliteten i ytvatten undviks.
- Markbered inte inom skyddszoner längs sjöar, vattendrag eller våtmarker, undvik generellt att markbereda på ett sådant sätt att erosion kan uppstå.
- Skörda inte stubbar i skyddszoner, i våta områden, eller i branter. Stubbskörd bör undvikas om jordmånen är finkornig.
- Vid grävning av skyddsdiken, eller rensning av äldre diken, avsluta dessa innan de når fram till vattendrag eller sjöar, om inte åtgärder vidtagits för att

förhindra att partiklar frisätts. Sedimentationsdammar kan användas för att förhindra transport av partiklar nedströms.

9.3.1. Skyddszoner

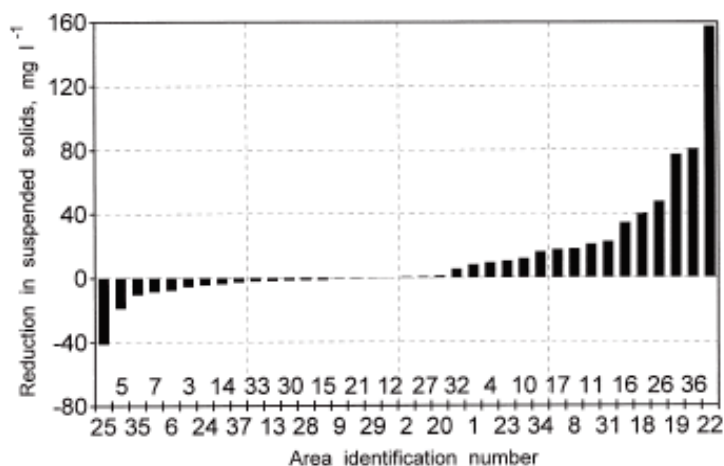
Inom skogsbruket finns det i många länder en väl reglerad praxis när det gäller att spara s.k. skyddsridåer längs vattendrag vid avverkning för att minska de negativa effekterna på de akvatiska ekosystemen (se t.ex. Nyberg & Eriksson, 2001). De positiva effekterna av sådana för att bl.a. minska erosionsförlusterna och för den akvatiska faunan redogörs för i en litteraturöversikt av Bergkvist (1999). Baserat på denna och på egna undersökningar rekommenderade Nyberg & Eriksson (2001) skyddszoner på mellan 5 och 20 m bredd, beroende på hur stor risken var för erosion av finkornigt material, för att minimera risken för ökad transport av suspenderat material efter avverkning. I dikade områden torde skyddsridåer längs huvuddiken ha motsvarande positiv effekt på transporten av suspenderat material – framför allt i områden med risk för ytlig avrinning i körspåren de första åren efter en avverkning. Skyddszonerna stabiliserar även vattendragens strandbrinkar och tillför död ved, vilket gynnar vattendragens organismsamhälle (se 8.3). Att lämna skyddszoner ingår i Skogsstyrelsen rekommendationer för miljöhänsyn vid skogsbruk, även som en åtgärd för att minska påverkan via kvicksilver (Eklöf et al., 2016).

En möjlig utveckling av skyddszoner mot skogsvattendrag är att anpassa zonens bredd till de lokala behoven och förutsättningarna. Det skulle kunna gälla anpassningar både vattendragsvis och för enskilda sträckor inom ett vattendrag (Kuglerova et al., 2014).

9.3.2. Sedimentationsdammar och ”slamfickor”

En ofta använd metod för att minska effekten av dikesrensning är att gräva djupare dammar eller utvidgade diken i slutet av ett dikessystem för att gynna sedimentation av partiklar inom dikessystem. I Finland har denna metod varit standard för att minska förlusten av torv och partiklar från torvtäkter. Klöve (1997) citerar ett antal studier som visat att när den lilla dammen, ”slamfickan”, kombinerats med ett rör som förhindrar utflödet av flytande partiklar har halterna av suspenderat material minskat 79 – 97 % vid normala flöden. Halterna av TSS minskade ytterligare 30-40 % i den större dammen vid den hydrauliska belastning de designats för (1 meter per timme). Man har dock där observerat att flödena kan stiga upp till tre gånger högre och då fungerar inte dammarna utan man kan till och med observera resuspension av tidigare sedimenterat material. Det finns ett fåtal publikationer som utvärderat samma metod (utan röret som ska hindra förlusten av flytande material) tillämpad i dikade skogsområden i Finland. De visar att grövre mineralpartiklar relativt effektivt kan fångas upp med dammar och slamfickor (Klöve, 2000; Joensuu et al., 1999). Joensuu et al (1999) utvärderade effekten av sedimentationsdammar som skyddsåtgärd i samband med dikesrensning i 36 olika områden. Dammarnas sedimenteringsvolym varierade mellan 48 och 496 m³ och effekten på halten suspenderat material var tillfredställande i områden med grova

jordar i dikesbotten. Ingen effekt kunde dock påvisas i områden med lera och silt. Totalt ökade koncentrationen av suspenderat material i ca 40 % av områdena (Figur 40). Man drog slutsatsen att vid dikesrensning i områden med fina jordar måste andra skyddsåtgärder än sedimentationsdammar användas. Detta är en viktig slutsats eftersom lera och silt är de fraktioner som har mest negativ påverkan på vattendrag nedströms och dessutom binder högre halter av både fosfor och metaller.



Figur 40. Effekten av sedimentationsdammar på halten av suspenderat material i utloppet från dikade skogsområden i Finland (från Joensuu et al. 1999).

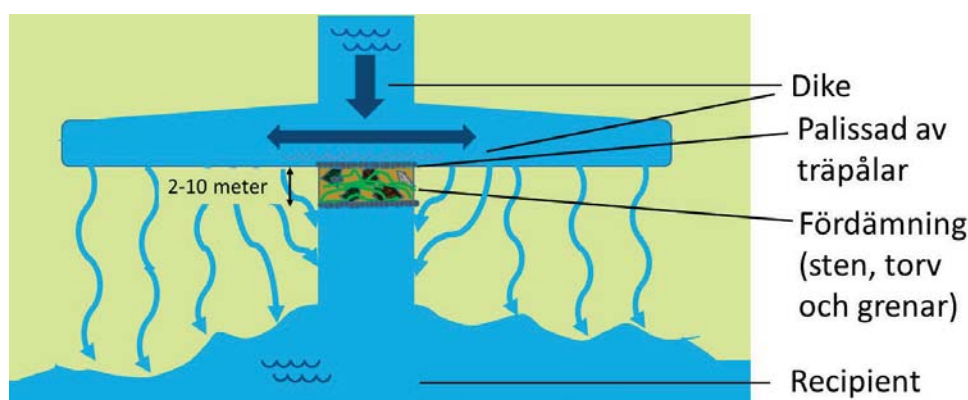
Även i en senare studie visade Joensuu et al (2002) att åtgärden hade liten effekt på transporten av finare mineral- och torvpartiklar. Ett annat problem är att sidorna kan rasa ihop under höga flöden så att funktionen försvinner under det första året då behovet är som störst (Joensuu et al., 1999). Dammarna måste regelbundet rensas från sedimenterad jord för att upprätthålla funktionen även när det gäller större partiklar, speciellt i samband med avverkningar och första året efter en dikning eller dikesrensning när partikeltransporten har ökat kraftigt.

9.3.3. Översilningsytor

I Finland är en vanlig åtgärd i områden där skogsbruk bedrivs på dikade torvområden att man låter dikesvattnet rinna över ett våtmarksområde innan det når vattendraget. Våtmarken som översilas kan skapas genom att man fyller igen sista biten av diket med torv och låter vattnet spridas på bred front över torvjorden (Figur 41).

När geografin tillåter leder man i stället vattnet över en obrukad och odikad del av området. Effektiviteten är ofta god när det gäller avskiljning av partiklar, och proportionell mot översilningsområdets relativa storlek (vilket motsvarar den hydrauliska belastningen). Studier av översilningsområden (2-8 m långa) skapade genom igenfyllnad av diken (Figur 41) visade dock att avskiljningen var minimal när den hydrauliska belastningen var hög; vissa områden blev tidvis en källa till

löst fosfat (Liljaniemi et al., 2003). Man tolkade resultaten som att längre och bredare översilningsområden behövs än de som skapades genom en enkel igenfyllnad av diket. Väänänen et al. (2006) studerade om löst fosfat kunde kvarhållas i en översilningsyta under en högflödesperiod (simulerad snösmältning) och kunde visa att när den hydrauliska belastningen blev hög bildades kanaler i våtmarken och effekten på transporterat fosfat blev liten (<17 %). Nieminen et al. (2005) rekommenderade att översilningsområdet bör utgöra åtminstone 1 % av tillrinningsområdets yta för att fungera effektivt under högre flöden, när de största transportererna av partiklar sker.



Figur 41. Skyddszon skapad genom igenfyllnad av skogsdike och översilning av mark (anpassad efter Liljaniemi et al. 2003).

9.3.4. Risknippen i diken för att fånga partiklar och metaller

En åtgärd som ibland föreslås i samband med dikesrensning är att man ska lägga ris i diket för att minska transporten av suspenderade partiklar. Det har inte gått att hitta någon vetenskaplig studie av denna åtgärd. Försök med olika typer av ”dikesproppar” i samband med återskapande av ett våtmarksområde pågår i regi av Länsstyrelsen i Jämtlands län. Utvärderingen av dessa försök kan förhoppningsvis ge en bättre grund att stå på vad gäller bedömning av denna åtgärd.

9.3.5. Anlagda eller återskapade våtmarker

Som framgår av avsnittet om våtmarker i jordbrukslandskapet kan våtmarker ha många positiva effekter som faller för bl.a. sediment, fosfor, sedimentbundna metaller och kväve som transporteras från skogsbrukade områden. De svåraste problemen uppstår när man avvattnar eller dikesrensar områden där mineraljorden består av finkornigt material, och där uppstår samma frågetecken om våtmarkers effektivitet som har diskuterats i avsnittet om våtmarker i jordbrukslandskapet (9.2.5). De våtmarker som är designade för att fånga fosfor skulle kunna vara effektiva även vid rensning av skogsdiken, förutsatt att jordpartiklarna som transporteras har sådana egenskaper att de kan sedimentera i en sådan våtmark; det kan vara mycket svårt med fina leror. En annan aspekt på detta är att en sådan våtmark måste placeras där tillräckligt ljus släpps in för att våtmarksväxter ska kunna växa där.

Vad gäller våtmarker som eventuellt anläggs för att minska kvävebelastningen från skogsområden, så framgår det av avsnittet om våtmarker i jordbrukslandskapet att avskiljningen är en funktion av belastningen. När koncentrationerna av kväve är låga i vattnet kan man inte förvänta sig någon vidare minskning av halterna när vattnet rinner igenom en våtmark; däremot kan det ske en omvandling från oorganiskt kväve till mer organiska former.

Vad gäller frågeställningen om återskapande av våtmarker medför en ökad risk för kvicksilverläckage så diskuterades den frågan i avsnitt 7.2.4. Dagens kunskapsläge verkar inte medge ett entydigt svar på den frågan eftersom det hänger samman med våtmarkens utformning, vilken sorts organiskt material som finns i sedimenten och hur redoxförhållandena kan förväntas utvecklas.

9.3.6. Kalkfilter och andra åtgärder när det gäller dränering av sulfatjordar

Studier av kalkfilter i Finland visar inga entydigt positiva effekter (se avsnitt 9.2.9 om jordbruk) och mer forskning behövs innan detta kan rekommenderas som en åtgärd vid rensning av skogsdiken.

10. Diskussion och slutsatser

Historiskt sett har de areella näringarna jordbruk och skogsbruk haft en avgörande inverkan på markanvändningen, och därmed också på landskapsbildningen. Markavvattningen är en integrerad del av det senaste århundradets teknikutveckling för att förbättra förutsättningarna för hög produktion från både åker och skog. I det avseendet har utvecklingen av markavvattningen varit framgångsrik. Ur miljösynpunkt har priset för framgången varit högt. De hydrologiska förändringarna av grundvattennivå och flödesregim för att öka produktionen av grödor har lett till en minskad kapacitet för andra viktiga ekosystemtjänster, till exempel en minskad kapacitet att utjämna extremflöden, att rena vattnet från näringsämnen, jordpartiklar, bekämpningsmedel och giftiga metaller i vattnet, och att producera för jakt och fiske, rekreation och biologisk mångfald (Blann et al. 2009). I det intensiva jordbrukets spår har därför följt vattendrag med rätade strömfåror, erosionsbenägna kanter, habitatfattig bottenmiljö och vattenkvalitetsproblem i form av förhöjda halter av närsalter, bekämpningsmedel, metaller, syntetiska föroreningar och syrgastärkande ämnen. I intensivt brukade jordbruksområden har upp till 90 % av våtmarkerna försvunnit i samband med dikning. I Sveriges skogsområden beräknas ca 1,5 miljoner hektar mossmarker ha dikats sedan 1850, i avsikt att förbättra förutsättningarna för skogsproduktion. Ett av resultaten är att ungefär 15 % av de skogliga våtmarkerna är dikade, inklusive både sumpskogar (klassat som produktiv skogsmark) och impediment enligt Riksskogstaxeringen (Hånell, 1990). Även i skogen har vattendrag rätats och rensats från stenar och död ved för att kunna avvattna områden där högt grundvatten förväntas minska skogstillväxten. Tillsammans med åtgärder för att underlätta flottningen av timmer har detta lett till storskaliga förändringar av den fysiska miljön i skogen, med utdikade våtmarker och habitatförluster i skogsområdenas vattendrag. Generellt har det gett en minskning av vattenberoende fåglar, fisk, groddjur, bottenfauna, vattenväxter och djur och växter i vattnens närhet. På motsvarande sätt som markavvattningen är en integrerad del av moderna jordbruksmetoder är den även en bland flera samverkande åtgärder för att öka produktionen av skog. Eftersom åtgärderna samverkar har det ibland varit svårt att särskilja markavvattningens specifika betydelse. Därför har vi i denna litteraturgenomgång i vissa fall redogjort för allmänna effekter av jord- eller skogsbruk och sökt visa på oklarheter vad gäller mer detaljerade mekanismer, varav markavvattning kan vara en.

Markavvattning har haft stor betydelse för utvecklingen av skogs- och jordbruksproduktionen under 1900-talet. Inom jordbruket har medelskördarna mer än tre dubblats sedan 1950-talet som ett resultat av förändrade brukningsmetoder, inklusive markavvattning. Den årliga tillväxten i skogen har ökat med 50 % under motsvarande tidsperiod. Idag har dock cirka en miljon ha jordbruksmark tagits ur produktion varav en stor andel är organogen jord, cirka 40 % (Berglund et al., 2009). Hur stor andel av denna mark som har en fungerande markavvattning kan ha

stor betydelse ur kväveläckagesynpunkt och bör också tas med i planeringen vid återskapande av våtmarker. Av de cirka 600 000 ha mineraljordar som inte odlas idag är troligen en stor andel klassad som skogsbeväxt, bebyggd och övrig mark. Om denna mark fortfarande har en fungerande markavvattning kan dessa system leda avrinningsvatten av skiftande kvalitet från bebyggelse, infrastruktur och övrig markanvändning.

Dikningsarbetet i skogen har varit dyrbart, men det har också tillfört en betydande skogsproduktion för Sverige, uppskattningsvis många miljoner m³sk (Ståhl, 2009). Av de 1,5 miljoner ha torvmark som dikats i skogen är cirka 300 000 ha impediment, dvs. dikningen resulterade inte i att våtmarkerna omvandlades till produktiv skogsmark. Precis som för jordbruksmark bör det undersökas om denna areal har en fungerande markavvattning, med tanke på läckage av metaller och närsalter och när nya våtmarker ska anläggas.

Av den odlade arealen idag är cirka 1,3 miljoner ha täckdikad, och 40 % av täckdikningen har utförts före 1960. Utvecklingen av produktionsmetoder har varit betydande de senaste årtiondena. De gamla markavvattningssystemen är inte alltid dimensionerade för att uppfylla de förändrade produktionsmetodernas krav på driftsäkerhet och strävan efter en minskad miljöpåverkan. Effekter av förändrade produktionsmetoder återspeglas ofta av avkastningsvariationer inom ett fält, vilket kan bero på markpackning. Det finns idag tydliga indikationer på att strukturtillståndet i svenska alvjordar försämrats under de sista 40 åren, med betydligt lägre genomsläpplighet i marken på lerjordar (Moberg, 2001). En lägre genomsläpplighet ökar risken för vattenmättnad, ytvattenavrinning, sedimenttransport och fosforförluster.

Samtidigt med kraven att upprätthålla en hög produktion av både livsmedel och skogsbiomassa ställer åtgärdsprogrammen för vattenförekomster nya krav på att transporterna av t.ex. närsalter från jordbruksmarken och kvicksilver från skogsområden måste minska för att man ska nå upp till de målsättningar som vattendirektivet föreskriver. Ambitionen att kunna bibehålla produktionsnivåerna men minska miljöpåverkan kommer att ställa ännu större krav på både brukarna och myndigheterna i framtiden, så som krav på egenkontroll av verksamheter och krav på myndigheterna att kunna bidra med rådgivning.

10.1. Framtida behov av avvattning

System för markavvattning ska verka under lång tid, minst 50 år och ofta längre än så. Nya anläggningar måste redan nu planeras och dimensioneras för klimatsituationer som kommer att råda om 50 år. Beräkningarna tyder på att nederbördsmonstren förändras i ett varmare klimat, med följder för vattentillgång och de problem som för mycket eller för lite vatten för med sig (Rossby center, SMHI, 2007). Klimatförändringen med ett varmare klimat förväntas öka nederbörden och avrinningen vintertid (oktober – mars) och minska under

sommaren (april – september). Även om nederbörden minskar totalt under sommaren, ändras extremsituationerna med högre intensiteter och större volymer.

Ökande flöden och stigande havsnivåer kan medföra att huvudavloppen inte klarar av att leda undan vatten ifrån täckdikningssystemen. Även täckdikenas stamledningar bedöms ha alltför liten kapacitet för att klara de förväntade högre vattenflödena (Larsson, 2008). Ett ökat flöde kan medföra ökad erosion i både diken och öppna vattendrag och därmed påverka den totala sedimenttransporten. I kustnära områden kan saltvatten tränga in i ledningar om vattennivån höjs. Ett lägre flöde under sommaren påverkar dock sedimenttransporten positivt genom mindre erosion och större slamavsättning, men kan också leda till en ökad igenväxning av diken och ett ökat behovet av underhåll.

Redan i dag finns problem med underdimensionerade markavvattningssystem i områden med stora dagvattenutsläpp. Dikningsföretagen är dimensionerade för en specifik naturmarksavrinning från 0,5 till 1,5 l s⁻¹ ha⁻¹, utan att hänsyn har tagits till tätorters dagvattenbelastning. Avrinningen från naturmark kan jämföras med avrinningen från hårdgjorda ytor, som kan vara upp till 40 gånger större (Jordbruksverket, 2008).

Det eftersatta underhållet av dränering har av olika källor lyfts fram som en av svenskt lantbruks riktigt ömma punkter. Detta tillsammans med ökad avrinning från naturmark och ökad dagvattenbelastning medför att ett högre dimensionerande flöde rekommenderas i projekteringen av dikningsföretag (Jordbruksverket, 2013).

10.2. Markavvattning som en produktionshöjande åtgärd

En kombination av klimat, jordart och odlad gröda styr behovet av markavvattning. Det största dräneringsbehovet återfinns i allmänhet i västra Sverige på grund av högre nederbörd där jämfört med östra Sverige. För att marken ska fungera som växtplats måste 5 till 10 % av porvolymen vara luftfylld. Dräneringsintensiteten bestäms utifrån jordens genomsläpplighet och vattenhållanden förmåga. Ju lägre genomsläpplighet och högre vattenhållande förmåga en jord har desto intensivare dränering behövs för att få in tillräckligt med luft i markprofilen.

Dräneringsintensiteten ökar med kortare dikesavstånd och större dikesdjup. Ett kortare dikesavstånd leder inte till att mer vatten dräneras bort men till högre flödes hastigheter, vilket kan få konsekvenser för vattenkvaliteten. Mängden vatten som dräneras bort ökar med dikesdjupet.

Högt belägna marker är ofta självdränerade och behöver inte dräneras. Låglänta slätt- områden med lerjordar utgör områden med störst dräneringsbehov beroende på låg genomsläpplighet och hög vattenhållande förmåga. På dessa jordar kan dikesavstånd ned till 10 meter rekommenderas för att bibehålla bördigheten på lång sikt. Den höga vattenhållande förmågan hos dessa jordar motiverar ett stort

dikesdjup. Dikesdjupet begränsas av djupet på huvudavloppet och grävningskostnader. Sand- och mojordar har ofta lågt dräneringsbehov beroende på hög genomsläpplighet och låg vattenhållande förmåga. Ett dikesavstånd på 20 till 30 m är ofta tillräckligt på dessa jordar. Den låga vattenhållande förmågan hos lättare jordar, liksom på torvjordar, gör att för mycket vatten kan dräneras bort om dikesdjupet är för stort.

I ett framtida klimatscenario med mildare klimat och högre nederbörd måste avvattningen av lerjordarna på slättområden både i västra och östra Sverige än mer sättas i fokus. Med mildare vintrar och kortare perioder av tjäle finns risk för sämre strukturuppbyggnad vilket leder till lägre genomsläpplighet, större packningskänslighet och ökad risk för ytvattenavrinning (Wesström et al., 2016). Ett högre nederbördsöverskott under vinterhalvåret kan medföra ökade flöden i underdimensionerade system med risk för översvämningar och ökat läckage. En för hög dräneringsintensitet under perioder med låg nederbörd under vegetationssäsongen kan i viss mån motverkas med reglerbar dränering på lättare jordar.

10.3. Recipientpåverkan

10.3.1. Effekter av markavvattning

Markavvattning med påföljande odling resulterar i kraftigt ökade läckage av kväve och fosfor inom jordbruket, även om det är svårt att skilja effekten av uppodling från bara dräneringen. Genom dräneringen ändras fördelningen av avrinning mellan ytvattenavrinning och olika typer av markvattenflöde vilket i sin tur påverkar kvalitén på dräneringsvattnet. Kunskapen om hur detta sker är emellertid dålig, såväl nationellt som internationellt, men ytterst viktig vid bedömningar av risken för fosforläckage (se t.ex. Radcliffe et al., 2015). Vid avvattning av odlade jordar med risk för ytavrinning, t.ex. täta lerjordar, minskar risken för pesticid- och fosforläckage via ytavrinningen. Delvis motverkas denna gynnsamma effekt av markavvattning i sådana odlingslandskap av att dräneringsledningarna kan bli transportvägar för pesticider och fosfor genom makroporer; ofta längs dräneringssystemen, t.ex. i återfyllnaden över rören (t.ex. Heackrath et al., 1995; Ulén, 1995). Det finns flera observationer av kraftigt ökade P-transporter genom markprofilen i samband med gödsling med organisk gödsel (slam eller stallgödsel) (Hodgkinson et al., 2002; Ulén et al., 2014).

Inom skogsbruket anses utlakning av växtnäring från hyggen på skogsmark där tillgången på kväve är begränsande för tillväxt inte orsaka några allvarliga miljöproblem i vattnekosystemen (Löfgren, 2007). Den totala utlakningen av kväve kan efter slutavverkning fördubblas till i storleksordningen 2-4 kg N per ha och år. Största delen av det utlakade kvävet är organiskt bundet kväve och den ökade utlakningen efter kalhuggning beror på en ökad utlakning av löst organiskt material (Rosén et al., 1996).

Enligt Magnusson (2009) kan betydligt större utlakning av kväve förekomma i skogsmarker där nitrifikationsprocesser pågår. Nitrifikation kan orsaka kväveförluster i form av nitratutlakning. Detta gäller i hela Sverige, men framför allt i södra, i områden som har varit utsatt för en hög deposition av luftburet kväve. I de mest kvävebelastade sydvästra delarna av Sverige kan utlakningen av enbart nitratkväve från rotzonen uppgå till betydligt mer än 10 kg N per hektar och år, under en period av ca 5 år efter avverkning (Westling et al., 2004). Modellberäkningar visar att kväveutlakningen kan variera från 5 kg N per ha och år i östra Götaland till 25-30 kg N per ha och år i västra Götaland (Akselsson et al., 2004).

Odling av mark medför en påtaglig påverkan på svenska vatten. Eftersom markavvattning i många fall är en förutsättning för odlingen har vi inte kunnat kvantifiera hur stor påverkan som hänger samman med enbart markavvattningen. I en publicerad studie kunde dock en låg förekomst av eutrofieringskänsliga vattenväxter av gruppen Isoetider i olika skogssjöar korreleras med längden diken (både inom skogs- och jordbruk) i tillrinningsområdet (uttryckt per sjöyta för att eliminera effekten av sjöstorlek), vilket indikerar en storskalig och långsiktig effekt av dikningen i sig (Ecke, 2009). Dikningstäthet i tillrinningsområdet har i ett examensarbete även visats vara väl korrelerat med hur mycket koncentrationen av löst organiskt material har ökat under de senaste årtiondena i 15 skånska sjöar och vattendrag (Kalén, 2007), vilket är ytterligare en indikation på markavvattnings betydelse för vattenkvalitet i recipienter. Det är dock värt att påpeka att i dessa båda studier är orsaksambanden inte helt klarlagda.

Läckaget av metaller och surt vatten från dränerade och odlade gyttejordar med höga sulfidhalter är inte tillräckligt kvantifierat, men här krävs åtgärder för att minska recipientpåverkan. Det är tydligt att koncentrationerna av många ämnen stiger i bäckvatten som passerar områden med sura sulfatjordar (Sohlenius & Öborn 2002). Detsamma gäller för skogsbruk på sådana jordar. I Sverige gäller det förmodligen framför allt metallläckaget, utom i norra delarna av landet där landhöjningen kan ge lokala effekter av surt vatten. De sulfidhaltiga jordarna i Norrland oxideras lättare än de längre söderut beroende på att de har en lägre lerhalt som gör att syre lätt tränger in i jorden och på att de innehåller mer lätt oxiderad FeS. Det är viktigt att inte sänka grundvattennivån mer än nödvändigt på dessa jordar. I södra delen av landet utgör de sura sulfatjordarna, efter kalkning, bördig åkermark. De negativa effekterna minskar troligen på lång sikt eftersom fortsatt vittring höjer pH och därmed minskar mobiliseringen av metaller (Sohlenius & Öborn 2002).

Dagens (2005) luftbelastning av kvicksilver på skogsmarken överstiger den kritiska belastningsgränsen, varför det är angeläget att försöka vidta de åtgärder som går för att minska rörligheten i det kvicksilver som deponeras över framför allt skogsmark. Dikning tycks medföra att en större andel av markens kvicksilver avgår som gasformigt kvicksilver, och mindre till vatten på grund av en minskad metylering i

de mer luftade organiska jordlagren. Därmed är det svårt att ge ett entydigt svar på betydelsen av markavvattning.

10.3.2. Effekter av dikesrensning

Dikesrensningen kommer alltmer i fokus i arbetet med vattendirektivet. Det ställs allt större krav på att man rensar med stor hänsyn till miljön. Vissa diken i skogs- och jordbrukslandskapet är stabila medan andra kräver stora summor pengar för att underhållas. Först efter att man vet orsakerna bakom en försämrad funktion, och en hög transport av sediment och näringsämnen, är det möjligt att sätta in rätt åtgärder på rätt plats. Joel et al. (2015) har arbetat med att utveckla en metod för utvärdering av dikens status och åtgärdsbehov och kom fram till att det går att klassificera ett dikes status med hjälp av en visuell metod. För att uppnå en mer exakt bedömning och förstå orsakerna bakom dikens instabilitet krävs dock datasimuleringar. Att åtgärda orsakerna till att ett rensningsbehov har uppstått skulle öka både miljönyttan och kostnadseffektiviteten av insatser och i förlängningen kunna leda till att öka dikens stabilitet och minska behovet av rensning.

Effekter av dikesrensning i skogsområden har studerats främst på torvtäckta marker i Finland. Eftersom både markförhållanden och hydrologin i det svenska skogsbruket ser annorlunda ut är dessa resultat bara delvis överförbara till svenska förhållanden. Man kan dock konstatera att de första åren efter en dikesrensning, såväl i skogsområden som i jordbruksområden, medför en kraftig påverkan på recipienter. Den viktigaste negativa effekten är kopplad till den mängd partiklar som sätts i rörelse när dikesbotten och sidor blottläggs och vegetationen som binder jorden i diket avlägsnas. Det är tydligt att denna ökade transport av finkornigt oorganiskt material och grövre organiska partiklar som kan sedimentera i vattendrag nedströms dikade områden är det mest uppenbara hotet mot skyddsvärda fiskar och bottenlevande evertebrater i vattendrag eftersom det på ett ogynnsamt sätt förändrar bottensubstratet (Naturvårdsverket, 2009a). Dikesrensning i samband med avverkning ökar även läckaget av metaller från skogsområden, pga den kraftigt ökade transporten av partiklar de första åren. Om jorden inte är störd i skogen kan dikesrensningen ha mindre betydelse för just kvicksilvret. Den kan t.o.m. vara positiv ifall den får en effekt på grundvattenståndet i området och därmed minskar metyleringen.

Det finns studier som visar att även sorptionen av fosfat i dikessedimenten minskar när man avlägsnar de sedimenterade fina partiklarna, och därmed ökar näringsbelastningen på recipienten efter dikesrensning ännu mer. En dikesrensning görs för att förbättra markavvattningen, och medför därmed även en minskning av denitrifikationen i jordprofilen och i dikesfåran – speciellt om man för bort det organiska materialet som ackumulerats i dikesfåran. Även om det inte verkar gå att entydigt kvantifiera hur stor denna minskning av denitrifikationen blir, så bidrar den ökade transporten av näringsämnen till att förändra recipienterna mot mer eutrofa tillstånd.

10.4. Skyddsåtgärder vid dikesrensning

Från denna litteraturstudie är det tydligt att s.k. sedimentationsdammar och slamfickor har en liten effekt på transporten av finkorniga mineralpartiklar och partikulärt organiskt material som sätts i rörelse vid dikesrensning. Grövre partiklar som blottläggs vid rensning kan dock fångas upp av sådana system om de dimensioneras i förhållande till förväntad avrinning i diket. Eftersom finkornigt material transporteras vidare har sådana skyddsåtgärder också liten effekt på det ev ökade läckaget av metaller efter rensningen. I områden där recipienten har höga biologiska värden är det viktigt att utreda alternativa skyddsåtgärder eftersom den förhöjda transporten av fint partikulärt material kvarstår under flera år efter dikesrensningen, även om den gradvis avklingar. Att leda dikesvattnet över stora översilningsområden kan vara en lösning, men rekommendationerna från Finland pekar mot att rätt stora områden (1 % av tillrinningsområdets area) krävs för att det ska ge god effekt. Möjligen skulle man kunna arbeta i etapper och låta den mest låglänt liggande delen av ett skogsområde fungera som översilningsområde under några år efter avverkning och dikesrensning/kompletteringsdikning/skyddsdikning, varefter även den delen senare kan avverkas. Det krävs dock mer undersökningar av hur sådana områden rent praktiskt ska utformas för bästa funktion, eftersom en god spridning av vattnet är en förutsättning för en god effekt. Ett annat problem är vad man ska göra i områden som är för flacka för att möjliggöra en översilning.

Det har inte gått att hitta någon studie som dokumenterar effekten av att lägga ris av olika slag nedströms i diken för att fånga upp partikulärt material och därtill bundna metaller. Metoden har tillämpats vid restaurering av området Brötarna i Jämtland (muntlig information från Länsstyrelsen i Jämtland). Det är dock oklart om någon uppföljning av effekten på vattenkvalitet genomförs.

Råden för dikesrensning säger att det skall ske vid lågvattenföring, men även om så sker kommer man att observera en kraftigt ökad partikeltransport vid efterföljande höga vattenföringar då dikesbotten och sidor är barlagda efter rensningen. Åtgärder för att minska denna transport är därför angelägna. Att anlägga så kallade fosforfångdammar i huvuddikets nedre del i jordbruksområden, och ev. även nedströms skogsdiken, skulle kunna vara ett sätt att fånga upp en ökad partikeltransport i samband med dikesrensning. Erfarenheterna från svenska jordbruksområden visar att en rätt utformad fosfor-damm fångar upp en avsevärd mängd fosfor, som på sikt bör grävas ur och återföras till fälten. Ingen har undersökt om något liknande system skulle kunna utformas som skyddsåtgärd i skogsområden.

Ett alternativ till urgrävning, framför allt i jordbruksdiken, är att i stället klippa vegetationen, och bara gräva ur de delar där det skett en stor sedimentation av jordpartiklar. Detta ger många positiva effekter i form av minskad blottläggning av sedimentbotten; det är väl dokumenterat att en stor del av den ökade fosforbelastningen efter dikesrensning har sitt ursprung i dikesbotten och

dikeskanter. Viktigt att observera är att den klippta biomassan måste föras bort från diket och det dikesnära området för att inte bidra till ökat näringsläckage.

Ytterligare ett alternativ som bör övervägas är möjligheten att använda s.k. ”silt fences”, en typ av semipermeabel plastväv som används i bl.a. USA och Australien för att tillfälligt valla in eller leda grumligt vatten till sedimentationsdammar (EPA, 2012).

Att lämna kvar stenar och hårda bottnar är väldokumenterade åtgärder som gynnar biodiversiteten i dikena, liksom att tillåta att diken får meandra eftersom det därigenom skapas mer varierade habitat.

En annan väl dokumenterad åtgärd för att gynna biodiversiteten i själva diket är att lämna träd och buskar, dvs. den skyddszon som tillämpas inom skogsbruket. Även i jordbrukslandskap bör man lämna träden åtminstone längs ena sidan av diket och då företrädesvis den sida där man får bäst skuggningseffekt. Dessutom stabiliserar rötterna generellt dikeskanterna och minskar erosionsrisken. Över huvudtaget är det viktigt att bevara så mycket vegetation som möjligt längs dikeskanterna för att motverka erosion, och ökad fosforbelastning kopplat till det, efter rensningen.

I nära anslutning till detta ligger vikten av att så långt möjligt minska släntlutningen vid rensningar. Ett förslag här skulle kunna vara att utnyttja en del av skyddszonerna längs diken för att kunna öka släntlutningen utan att inverka på diketets kapacitet att transportera höga flöden.

Ett annat sätt att minska uttransporten av jord, metaller och närsalter är att behålla vegetationen i de nedre delarna av dikessystem när man rensar de övre. På så sätt kan man få en retention av en del partiklar och även kväveomvandling i dikesvegetationen nedströms. En sådan planerad stegvis rensning borde kunna ge positiva effekter på vattenkvaliteten, men det bör utredas hur långa dikessträckor som bör lämnas intakta för att ha någon funktion. Faktorer att ta hänsyn till här är både klimatet och dominerande jordarter, eftersom det kraftigt påverkar läckaget av olika ämnen i olika delar av landet.

Att samordna rensningar över större områden kan också påtagligt minska de negativa effekterna för organismer både i dikena och i vattendrag nedströms. Sådan samordning kan bidra till att habitat finns kvar någonstans inom ett avrinningsområde.

10.5. Åtgärder för att minska negativ miljöpåverkan av markavvattning

I områden där nivåskillnaderna inte är för stora och jordens genomsläpplighet är tillräcklig för att medge reglering av grundvattennivån är reglerbar dränering en effektiv metod för att minska näringsläckaget. En preliminär uppskattning av

omfattningen indikerade att det skulle kunna vara en lämplig åtgärd för ca en tredjedel av den kustnära jordbruksarealen i södra Sverige (Kalmar län till Halland, avsnitt 8.2.1).

Användningen av kalkinblandning i återfyllnaden över täckdikesrör är en metod att minska fosfatförlusterna genom rören i lerjordar genom att dels förbättra jordstrukturen och dels öka sorptionen av fosfat. Den ökade genomsläppligheten gör dock att det finns risk för att nitrattransporten från fältet i stället ökar. Det är alltså viktigt att överväga vilket som är det viktigaste problemet att åtgärda i det enskilda fallet. En alternativ metod är att installera kalkfilter i dräneringsbrunnar eller ev. öppna diken, där löst fosfat ska kunna adsorberas och fällas ut. Mer forskning krävs dock för att utröna hur länge det kan fungera och hur man undviker problem med igensättning på grund av partikulärt material. Kalkfilter som en metod för att åtgärda problemen med surt läckage och metalltransport i områden med dränerade sulfidrika jordar har inte heller kunnat utvärderas med entydiga resultat, utan mer forskning verkar krävas.

Kvävemurar enligt amerikansk modell har visat sig fungera under mer än 10 år efter anläggningen med rätt val av fyllnadsmaterial så att den hydrauliska genomsläppligheten bibehålls. Sådana kan utformas antingen som reaktorer vid täckdikesrörens mynning, eller läggas längs med rören när man gör om täckdikade system.

Skyddszoner, ev. i kombination med fosforfångdammar, är en effektiv metod för att minska transporten av fosfor och partikelbundna ämnen som t.ex. pesticider i områden med risk för ytavrinning och erosion. Senare tids resultat tyder på att fosfordammar kan rekommenderas även i områden med täckdikade lerjordar, där fina partiklar transporteras i dräneringsrören, och där partiklarna är så små att det är svårt att få dem att sedimentera (Avsnitt 9.2.7). Skyddszoner borde även kunna användas i betydligt större utsträckning på fält i de delar där man riskerar en direkttransport till dräneringsrör, t.ex. i samband med spridning av stallgödsel och vid efterföljande nederbördstillfällen.

Våtmarker i nedre delen av dikessystem fungerar som en fälla för det ökade kväveläckaget från täckdiken, och också i mindre utsträckning för fosfor. Kväveavskiljningen per hektar beror främst av belastningen, och kan grovt uppskattas med en tämligen enkel modell. När det gäller fosfor kvarstår dock flera osäkerheter både angående hur stor avskiljningen kan bli i det enskilda fallet och vilka de viktigaste styrande faktorerna är.

Våtmarker har liten effekt på det ökade kväveläckaget från avverkade och skyddsdikade skogsområden eftersom halterna är låga i jämförelse med jordbruksområden. Undantaget kan möjligen vara det första året efter en avverkning. Här är det dock viktigt att dels göra en kostnadskattning – vad kostar

det att uppnå en viss kväveavskiljning i en skoglig våtmark, dels få en bättre kunskap om hur olika sorters våtmarker påverkar kvicksilverläckaget.

Vid anläggning och restaurering av våtmarker bör man i så stor utsträckning som möjligt skapa våtmarker med olika hydrologisk regim och storlek, för att därigenom skapa förutsättningar för tre kategorier: temporära vatten, permanenta vatten utan fisk, och permanenta vatten med fisk, enligt den modell som presenteras i Wellborn et al. (1996) (Avsnitt 8.2.1).

Man bör tillämpa en storskalig planering vid anläggning eller restaurering av våtmarker, så att det finns en stor variation av ytvatten med olika hydrologisk regim inom ett avrinningsområde för att gynna den biologiska mångfalden. Det är önskvärt att i planeringen inkludera våtmarker i såväl jordbruks- som skogsbruksområden. Våtmarker som är utvidgningar av fiskförande vattendrag kanske i sammanhanget ska betraktas som en speciell kategori som kräver hänsyn både till eventuella fiskevårdsintressen och att de kan vara spridningskällor för fisk till isolerade, planerat fiskfria, våtmarker i närheten.

10.6. Kunskapsbehov

Baserat på den genomgång av litteraturen som gjorts bedömer vi att det finns behov av att besvara frågeställningar eller ta fram ytterligare kunskap inom ett antal områden, vilka nedan har sorterats under respektive jord- och skogsbruksområden. Vi har då inte inkluderat frågeställningar där vi i de tidigare kapitlen angett att forskning pågår i Sverige:

10.6.1. Markavvattning och dikesrensning inom jordbruksområden

- i. Göra en inventering av dagens dräneringsintensitet och behov inom jordbruket samt ge förslag på optimala dikesavstånd för olika typjordar som kan säkerhetsställa framtida behov utifrån simulerad avrinning för olika klimatförändringsscenarioer.
- ii. Finns det för den biologiska mångfalden på art- och ekosystemnivå ett behov av att kompensera för den historiska förlusten av våtmarker med varierande hydrologiska regim, till exempel genom att gynna bildandet av efemära/temporära våtmarker i jordbrukslandskapet? En inventering av möjligheten att genomföra en bristanalys bör göras både i skogs- och jordbruksområden.
- iii. I vilken geografisk skala ska anläggning eller gynnande av våtmarker planeras och utvärderas för att uppnå syften med grund i biologisk mångfald? Även denna frågeställning gäller för både jordbruks- och skogsområden.
- iv. I vilken utsträckning medför reglerbar dränering en ökande avgång av lustgas; och kan den effekten delvis kompenseras av att man får en minskad förlust av lustgas via dräneringsvattnet?

- v. Hur länge bibehålls effekten av att blanda in kalk i återfyllnaden över dräneringsrör för att minska fosforförlusterna i täckdikessystem, och hur stor blir effekten på nitrattutlakningen i sådana områden? Vilken är den långsiktiga effekten av kalkfilter i dräneringsbrunnar och diken i områden med höga transporter av finpartikulärt material?
- vi. I hur stor omfattning skulle det vara möjligt att skapa tvåstegdiken längs huvuddiken för att skapa översvänningsområden vid höga flöden för minskad erosion, minskning av transporterat partikulärt material och en viss denitrifikation kan ske? Hur stor är effekten på vattenkvalitet och hur bör dessa områden etableras och skötas – är det t.ex. gynnsamt med skörd av biomassan?
- vii. Användandet av kombinerade kväve- och fosformurar för att minska läckaget från täckdikade områden;
 - a. Hur ser sambandet ut mellan reningseffekten, återfyllnadsmaterialets hydrauliska egenskaper och vattnets uppehållstid i kväve/fosformuren?
 - b. Undersöka olika återfyllnadsmaterials förmåga att fungera som både kolkälla och för att binda fosfor utan att de hydrauliska egenskaperna försämras.
 - c. Hur stor är den kvantitativa effekten på nitrattutlakningen i svenskt klimat, med tanke på att denitrifikationen minskar med temperaturen och den största transporten sker under vinterhalvåret.
 - d. Utveckla riktlinjer för utformning av kväve/fosformurar längs med dräneringsrör, i återfyllnaden, och även som reaktorer vid mynningarna av dräneringsrör.
- viii. Återanvändning av dräneringsvatten;
 - a. Hur varierar vattenkvaliteten beroende på skillnader i klimat och markanvändning inom avrinningsområdet?
 - b. Hur mycket av näringsämnesinnehållet i vattnet försvinner under lagringstiden i dammarna?
 - c. Hur påverkas skörde- och gödslingsnivåerna?
 - d. Vilken kvantitativ effekt på den diffus kväve- och fosfortutlakningen kan metoden ge i olika delar av landet, då användbarheten är beroende av bevattningsbehovet?
- ix. Mer studier av utformning och den långsiktiga effekten av olika typer av kalkfilter i brunnar och diken. Viss forskning pågår, men studier i vatten med olika partikelhalt och långsiktiga funktionen behöver belysas.
- x. Funktionen hos specialutformade fosfordammar som skyddsåtgärd vid dikesrensning – hur ser den långsiktiga funktionen ut, hur ofta behöver de rensas och hur bra gödselvärde har det urgrävda materialet i olika typer av områden (jordart, topografi, avrinning)?

10.6.2. Markavvattning och dikesrensning inom skogsområden

- i. Förbättra den samlade kunskapen om utbredningen av markavvattning inom skogsbruket Sverige. Hur ser situationen ut när det gäller area dikad

- fastmark i skogsbruket? Hur stor andel av dagens diken fyller en viktig funktion för produktionen?
- ii. Med tanke på det omfattande nätet av skogsbilvägar finns det ett stort behov av att klargöra deras inverkan på vattenkemi, erosion och sedimenttransport i vattendrag, och hur klimatförändringar kan tänkas påverka detta.
 - iii. Utveckla bättre metoder för att minska transporten av partiklar i samband med dikesrensning och skyddsdikning/kompletteringsdikning inom skogsbruket. Hur bör man utforma och dimensionera översilningsområden? Kan s.k. ”silt fences” vara effektiva för att hindra grumligt vatten att nå vattendrag? Kan de användas för att tillfälligt skärma av arbetsområden, eller styra vatten ut över vegetationstäckta områden där finare partiklar kan fås att sedimentera? Finns det möjligheter att genom tillfälliga regleringar i skogsdiken, under de första ett-två åren efter en rensning, temporärt översvämma skogsområden i samband med höga flöden för att därigenom minska vattenhastigheten och främja sedimentation och filtrering av finare partiklar som frigjorts vid åtgärden?
 - iv. Kan kalkfilter i skogsdiken från sulfidhaltiga områden ha en positiv effekt på pH och metalltransport, eller är effekten så kortvarig att det inte är en kostnadseffektiv åtgärd?
 - v. Finns det för den biologiska mångfalden på art- och ekosystemnivå ett behov av att kompensera för den historiska förlusten av våtmarker med varierande hydrologiska regim, till exempel genom att gynna bildandet av efemära/temporära våtmarker? Hur stor är omfattningen av den historiska minskningen av våtmarker i skogen till följd av markavvattning, och är det vissa typer av våtmarker som har försvunnit? I vilken utsträckning kan bäverdammar vara ett komplement till att återskapa dessa våtmarkstyper? En inventering av möjligheten att genomföra en bristanalys bör göras både i skogs- och jordbruksområden.
 - vi. I vilken geografisk skala ska anläggning eller gynnande av våtmarker planeras och utvärderas för att uppnå syften med grund i biologisk mångfald? Även denna frågeställning gäller för både jordbruk- och skogsområden.
 - vii. Finns det behov av att komplettera idag pågående forskning kring transport och metylering av kvicksilver i samband med skogsbruk, med studier av effekter av kvicksilver på organismsamhällen och ekosystemfunktioner i skogsvatten? Frågan är aktuell med tanke på att det anläggs våtmarker, vars roll för metylering, transport och bioackumulering av kvicksilver förefaller oklar. Kan etablerandet av nya, fiskfria våtmarker i skogsområden leda till höga halter av metylkvicksilver i exempelvis groddjur och evertebratätande fåglar?

11. Tack

Vi har fått många kloka synpunkter på innehållet i denna rapport under arbetets gång. Speciellt vill vi tacka Anne Thorén (WSP), Ingrid Rydberg (f.d. Naturvårdsverket), Erik Ederlöf (Skogsstyrelsen), Carl Johan Rangsjö (Jordbruksverket), Jan Grosen (Länsstyrelsen i Kronobergs län), Per Petersson (Sveaskog), Börje Ekstam (Linnéuniversitet), Lena Vought (Högskolan Kristianstad), Kevin Bishop (SLU), Lars Lundin (SLU), Markus Meili (Stockholms universitet), Ulf Skyllberg (SLU), Willem Goedkoop (SLU), Lennart Henrikson (WWF) och Eva Amnéus Mattisson (Naturvårdsverket).

12. Källförteckning

- Acornley, R. M. & Sear, D. A. 1999. Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrol. Process.* 13:447-458.
- Adielson, S. & Kreuger, J. 2006. Bekämpningsmedel hittas i åar och grundvatten. Fakta Jordbruk nr 9.
- Adielson, S. & Kreuger, J. 2008. Bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2007. *Ekohydrologi* 104. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU.
- Ahlbäck, A. 2002. Program för upprustning av skogsdikade arealer, opublicerad rapport till Skogsstyrelsen 2002-10-10
- Ahti, E. & Päivänen, J. 1997. Response of stand growth and water table level to maintenance of ditch networks within forest drainage areas. I: Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R., Jeglum, J.K. (Red), *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 449–457.
- Ahti, E. Joensuu, S., Koivusalo, H., Nieminen, M. & Vuollekoski, M. 2007. Heavy metal concentrations in runoff water from managed peatland forests in Finland. In: Mander, Ü., Kõiv, M. & Vohla, K. (eds.). *2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control. Wetpol 2007. Extended abstracts. Volume II. Poster presentations*. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 104: 388–389.
- Akay, A. E., Erdas, O., Reis, M. & Yuksel, A. 2008. Estimating sediment yield from a forest road network by using a sediment prediction model and GIS techniques. *Building and Environment* 43: 687–695.
- Akselsson, C., Westling, O. & Örlander, G. 2004. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecol. Manage.* 202: 235-243.
- Allred, B. J., Brown, L. C., Fausey, N. R., Cooper, R. L., Clevenger, W. B., Prill, G. L., La Barge, G. A., Thornton, C., Riethman, D. T., Chester, P. W. & Czartoski, B. J. 2003. Water table management to enhance crop yields in a wetland reservoir subirrigation system. *Appl. Eng. Agric.* 19(4): 407-421.
- Angeler, D. G., Viedma, O., Sanchez-Carrillo, S. & Alvarez-Cobelas, M. 2008. Conservation issues of temporary wetland Branchiopoda (Anostraca, Notostraca: Crustacea) in a semiarid agricultural landscape: what spatial scales are relevant? *Biol. Cons.* 141: 1224-1234.
- Bank, M. S., Crocker, J., Connery, B. & Amirbahman, A. 2007. Mercury bioaccumulation in green frog (*Rana clamitans*) and bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles from Acadia National Park, Maine, USA. *Environ. Toxic. Chem.* 26: 118–125.

Bastviken, S. K., Weisner, S. E. B., Thiery, G., Svensson, J. M., Ehde, P. M., & Tonderski, K. S. 2009. Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35: 946-952.

Bergfur, J., Johnson, R. K., Sandin L., Goedkoop, W. & Nygren, K. 2007. Effects of nutrient enrichment on boreal streams: invertebrates, fungi and leaf-litter breakdown. *Freshwat. Biol.* 52: 1618–1633.

Bergkvist, B. 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.

Bergkvist, B. 2001. Changing of lead and cadmium pools of Swedish forest soils. *Water, Air, and Soil Poll.: Focus 1*: 371–383.

Berglund, G., Håkansson, A. & Eriksson, J. 1976. Om dikesintensiteten vid dränering av åkerjord. Resultat av fältförsök med olika dikesavstånd. VIII. Västmanlands, Kopparbergs och Gävleborgs län. Stenciltryck 89. Inst. för markvetenskap, Avd. för Lantbrukets Hydroteknik, SLU, Uppsala. 82 s.

Berglund, Ö., Berglund, K. & Sohlenius, G. 2009. Organogen jordbruksmark i Sverige 1999-2008. Rapport 12, Inst. för markvetenskap, Avd. för hydroteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. 2007. Fosfor från Jordbruksmark till Vatten -tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. Rapport MAT 21 nr 2/2007. SLU.

Berntssen, M. H. G., Aatland, A. & Handy, R. D. 2003. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquat. Toxicol.* 65: 55-72.

Berry, G. J. & Jeglum, J. K. 1991. Hydrology of drained and undrained black spruce peatlands: groundwater table profiles and fluctuations. *For. Can., Ont. Region, Sault Ste. Marie, Ont. COFRDA Rep.* 3307, 31.

Bishop, K. & Åkerblom, S. 2006. Skogsbruk och kvicksilverproblemet i mark och vatten: En översikt av kunskapsläget. Miljöanalys, SLU. Rapport 2006:2.

Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters recommendations for good silvicultural practice. *Ambio* 38: 373–380.

Blanco-Canqui, H., Gantzer, C. J. & Anderson, S. H. 2006. Performance of Grass Barriers and Filter Strips under Interrill and Concentrated Flow. *J. Environ. Qual.* 35: 1969–1974.

Blann, K.L., Anderson, J. L., Sands, G. R. & Vondracek, B. 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39(11): 909-1001

- Boening, D. W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* 40: 1335-1351.
- Brady, N. C. 1984. *The Nature and Properties of Soils*. Ninth edition. Macmillan publishing company. New York. 750 s.
- Brandt, M., Arheimer, B., Gustavsson, H., Pers, C., Rosberg, J., Sundström, M. & Thorén, A.-K., 2009. Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet på belastning av kväve och fosfor. Rapport 6309, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Braskerud, B. C. 2002. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 19:41–61.
- Braskerud, B. C, 2001. *Sedimentation in Small Constructed Wetlands*. Doctor Scientarium Theses 2001:10, Ås, Norway.
- Bringmark, L. & Bringmark, E. 2001a. Soil respiration in relation to small-scale patterns of lead and mercury in mor layers of southern Swedish forest sites. *Water Air Soil Poll.: Focus* 1: 395-408.
- Bringmark, L. & Bringmark, E. 2001b. Lowest effect levels of lead and mercury on decomposition of mor layer samples in a long-term experiment. *Water Air Soil Poll.: Focus* 1: 425-437.
- Broadhead, R. G. & Skaggs, R. W. 1982. Drainage strategies and peak flood flows. ASAE Paper. St. Joseph, MI. (fiche no. 82-2054).
- Bruun, J., Pugliese, L., Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C. 2016. Solute transport and nitrate removal in full-scale subsurface flow constructed wetlands of various designs treating agricultural drainage water. *Ecol. Eng.* 97: 88-97.
- Bärlund, I., Tattari, S., Yli-Halla, M. & Åström, M. 2004. Effects of sophisticated drainage techniques on groundwater level and drainage water quality on acid sulphate soils. The Finnish environment, Report 732, Finnish Environment Institute, Helsinki. <http://www.environment.fi/publications>
- Canga, E., Kjaergaard, C., Iversen, B.I., & Heckrath, G. 2015a. Phosphorus retention in agricultural drainage filters. I. Filter hydrophysical properties and tracer transport. Submitted to *J. Environ. Qual.*
- Canga, E., Heckrath, G. & Kjaergaard, C. 2015b. Phosphorus retention in agricultural drainage filters. II. Hydro-geochemical properties controlling phosphorus retention. Submitted to *J. Environ. Qual.*
- Chapman, A. S., Foster, I. D. L., Lees, J. A., Hodgkinson, R. A. & Jackson, R. H. 2001. Particulate phosphorus transport by subsurface drainage from agricultural land in the UK: Environmental significance at the catchment and national scale. *Sci. Total Environ.* 266: 95–102.
- Chaves-Ulloa, R., Taylor, B. W., Boadley, H. J., Cottingham, K. L., Baer, N. A.,

Weather, K. C., Ewing, H. A. & Chen, C. Y. 2016. Dissolved organic carbon modulates mercury concentrations in subsidies from streams to terrestrial consumers. *Ecol. Appl.* 26: 1771-1784.

Collins, A. L., Hughes, G., Zhang, Y., Whitehead, J. 2009. Mitigating diffuse water pollution from agriculture: Riparian buffer strip performance with width. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 4(6).

Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. J. 1995. Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biol. Cons.* 74: 125-133.

Cooke, R. & Bell, N. 2014. Protocol and Interactive Routine for the Design of Subsurface Bioreactors. *Appl. Eng. Agric.* 30: 761-771.

Cremona, F., Planas, D. & Lucotte, M. 2008. Assessing the importance of macroinvertebrate trophic dead ends in the lower transfer of methylmercury in littoral food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2043–2052.

Cremona, F., Hamelin, S., Planas, D. & Lucotte, M. 2009 Sources of organic matter and methylmercury in littoral macroinvertebrates: a stable isotope approach. *Biogeochemistry* 94: 81–94.

Cristol, D. A., Brasso, R. L., Condon, A. M., Fovargue, R. E., Friedman, S. L., Hallinger, K. K., Monroe, A. P. & White, A. E. 2008. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. *Science* 320:335.

Dahl, M., Nilsson, B., Langhoff, J. H. & Refsgaard, J. C. 2007. Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. *Journal of Hydrology* 344: 1–16.

Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., Bray, S. & Maund, S. 2008a. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, ecosystems and Environment*. 125: 1-8.

Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Lee, J. T. & Thompson, S. 2008b. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597: 7-17.

Deal, S.C., Gilliam, J. W., Skaggs, R. W. & Konyha, K. D. 1986. Prediction of nitrogen and phosphorus losses as related to agricultural drainage system design. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18: 37-51.

DeSzalay, F. A. & Resh, V. H. 2000. Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. *Freshwat Biol* 45: 295-308.

Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J. & Trévisan, D. 2006. The effect of grass

buffer strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117: 4–21.

Driscoll, C. T., Han, Y. J., Chen, C. Y., Evers, D. C., Lambert, K. F., Holsen, T. M., Kamman, N. C. & Munson, R. K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the Northeastern United States. *Bioscience*, 57(1): 17-28. Doi: 10.1641/b570106

Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J. & Pirrone, N. 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.*, 47 (10): 4967–4983. Doi: 10.1021/es305071v

Dubé, S. & Plamondon, A. P. 1995. Relative importance of interception and transpiration changes causing watering-up after clearcutting on four wet sites. I: *Intern. Ass. Sci. Hydrol., Boulder Symposium. (Publ. 230)*, pp.113–120

Dubé, S., Plamondon, A. P. & Rothwell, R. 1995. Watering up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resour. Res.* 31(7): 1741-1750.

Dunne, T. & Leopold, L.B. 1978. *Water in environmental planning.* W. H. Freeman. San Francisco.

Eagles-Smith, C. A., Wiener, J.G., Eckley, C.S., Willacker, J.J., Evers, D.C., Marvin-DiPasquale, M., Obrist, D., Fleck, J.A., Aiken, G.R., Lepak, J.M., Jackson, A.K., Webster, J.P., Stewart, A.R., e, Jay A. Davis, J.A., Alpers, C.N. & Ackerman, J.T. 2016. Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife. *Sci. Total Environ.* 568: 1213–1226.

Ecke, F. 2009. Drainage ditching at the catchment scale affects water quality and macrophyte occurrence in Swedish lakes. *Freshwater Biol.* 54: 119-126.

Eklöf, K., Lidskog, R. & Bishop, K. 2016. Managing Swedish forestry's impact on mercury in fish: Defining the impact and mitigation measures. *Ambio* 45 (Suppl. 2): S163–S174.

Ekologgruppen 2003. *Biologi och vattenkemi i nya dammar. Undersökningar 2000-2002, slutrapport. Rapport till Höjeå- och Kävlingeå-projekten, Region Skåne och WWF.*

Ekstrand, S., Persson, T. & Bergström, R. 2011. *Dikesfilter och dikesdammar. IVL Rapport B2001. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.*

Ekstrand, S., Persson, T. & Bergström, R. 2014. *Fosforåtgärder och mätuppföljning i Tullstorpsån. Slutrapport LOVA-projekt. WEREC Water Ecosystem Recovery AB, Nacka.*

Ekström, G. 1953. Åkermarkens matjordstyper. I: *Atlas över Sverige. Svenska sällskapet för Antropologi och Geografi. Generalstabens Litografiska Anstalts*

Förlag, Stockholm.

Eliasson, P. 2008. Skogsdikning och skogsväxt under 1900-talet. Kaptitel 8 i: Svensk Mosskultur. Odling, torvanvändning och landskapets förändring 1750–2000. Redaktör: Leif Runefelt, KSLA, Stockholm.

EPA, 2012. Stormwater Best Management Practice. Silt Fences. Office of Water, 4203M, EPA 833-F-11-008, U.S. Environmental Protection Agency.

Eriksson, J. 1979. Soil functions and drainage. Proceedings of the International Drainage workshop, 16-20 May, 1978, Wageningen, The Netherlands. ILRI publication 25:180-211.

Eriksson, J. 1990. Dränering. I: Växtodling 1 - Marken. (red: O. Hammar), 116 – 139.

Eriksson, S., Andersson, J., Tonderski, K. & Johannesson, K. 2009. Våtmarken i Södra Stene och andra våtmarker i Mälardalen - uppföljning av miljömålen. Rapport till Regionplane- och trafikkontoret, Stockholm. www.rtk.sll.se

Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. 2005. Wiklanders marklära. Studentlitteratur, Lund.

Eriksson, M.O. G. & Lindberg, P. 2005. Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommar *Gavia stellata* och storlommar *Gavia arctica*, *Ornis Svecica*.

Eriksson, H. 2007. Svenskt skogsbruk möter klimatförändringar. Rapport 8. Skogsstyrelsen.

Evans, R. O., Gilliam, J. W. & Skaggs, R. W. 1989. Effects of agricultural water table management on drainage water quality. Technical Report 237. Water Resources Research Institute, University of North Carolina, Raleigh, NC, USA.

Evans, R. O., Gilliam, J. W. & Skaggs, R. W. 1996. Controlled drainage management guidelines for improving drainage water quality. North Carolina Cooperative Extension Service, Publ. Nr AG 443.

Evans, R. O. & Fausey, N. R. 1999. Effects of inadequate drainage on crop growth and yields. I: Agricultural Drainage. R. W. Skaggs & J. van Schilfgaarde (Red.). *Agronomy* 38. ASA, CSSA & SSSA, Madison, WI. 11-54.

Evers, D. C., Savoy, L. J., DeSorbo, C. R., Yates, D. E., Hanson, W., Taylor, K. M., Siegel, L. S., Cooley Jr, J. H., Bank, M. S., Major, A., Munney, K., Mower, B. F., Vogel, H. S., Schoch, N., Pokras, M., Goodale, M. W. & Fair, J. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicology* 17: 69–81

Feuerback, P. & Strand, J. 2013. Integrerade buffertzoner. Informationsbroschyr. HS Halland.

Fischer, H., Bergfur, J., Goedkoop, W. & Tranvik, L. 2009. Microbial leaf degraders in boreal streams: bringing together stochastic and deterministic

regulators of community composition. *Freshwat. Biol.* 54: 2276-2289.

French, T. D., Houben, A. J., Desforages, J-P. W., Kimpe, L. E., Kokelj, S. V., Poulain, A. J., Smol, J. P., Wang, X. & Blais, J. M. 2014. Dissolved Organic Carbon Thresholds Affect Mercury Bioaccumulation in Arctic Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 48: 3162–3168.

Friedmann, A. S., Watzin, M. C., Brinck-Johnsen, T. & Leiter, J. C. 1996. Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizstедion vitreum*). *Aquat. Toxicol.* 35: 265-278.

Gentry, L. E., David, M. B., Royer, T. V., Mitchell, C. A. & Starks, K. M. 2007. Phosphorus Transport Pathways to Streams in Tile-Drained Agricultural Watersheds. *J. Environ. Qual.* 36: 408–415.

Gilliam, J. W., Skaggs, R. W. & Weed, S. B. 1978. An evaluation of the potential for using drainage control to reduce nitrate loss from agricultural fields to surface waters. Tech. Report 128. North Carolina Water Resources Research Institute, Raleigh. 108 s.

Gilliam, J. W., R.W. Skaggs & Weed, S.B. 1979. Drainage control to reduce nitrate loss from agricultural fields. *J. Environ. Qual.* 8: 137-142.

Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J. Irrig. Drain. Eng.* 112: 254-263.

Gillingham, A.G. & Thorrold, B.S. 2000. A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. *J. Environ. Qual.* 29: 88-96.

Glimskär, A., Wikberg, J., Marklund, L. & Christensen, P. 2007. Linjära landskapselement i NILS fältinventering 2003-2006. Arbetsrapport 199, Inst Skoglig resurshushållning, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.

Greenan, C.M., Moorman, T.B., Kaspar, T. C., Parkin, T. B., & Jaynes, D. B. 2006. Comparing Carbon Substrates for Denitrification of Subsurface Drainage Water. *J. Environ. Qual.* 35: 824–829

Gregory, J. D., Skaggs, R. W., Broadhead, R. G., Culbreath, R. H., Bailey, J. R. & Foutz, T. L. 1984. Hydrologic and water quality impacts of peat mining in North Carolina. Research Institute Report 214, University of North Carolina, Raleigh, NC, USA.

Gunnarsson, E. 2009. Diken i skogsmark. Bedömning av produktionsnyttan i ett avrinningsområde i Västergötland. Levande Skogsvatten, Program svensk natur och Östersjön, Världsnaturfonden WWF.

Gächter, R., Ngatiah, J. M. & Stamm, C. 1998. Transport of Phosphate from Soil to Surface Waters by Preferential Flow. *Environ. Sci. Technol.* 32(13): 1865-1869.

Hagerberg, A., Krook, J. & Reuterskiöld, D. 2004. Åmansboken: vård, skötsel

och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, Landskrona kommun. Se även: <http://www2.landskrona.se/kommun/miljo/saxan02/amans/default.htm>

Haggard, B. E., Stanley, E. H. & Hyler, R., 1999. Sediment-phosphorus relationships in three northcentral Oklahoma streams. *Transac. Am. Soc. Agric. Eng.* 42(6): 1709-1714.

Hallgren, P. 2014. Klimatanpassad vägbyggnadsteknik för skogsbilvägar. Rapport. Skogsstyrelsen. <http://www.kunskapdirekt.se/sv/KunskapDirekt/vagar/Skogsbilvagar-och-andra-enskilda-vagar/Behover-vi-fler-och-bättre-vagar/Vagen-och-klimatet/Lathund-for-klimatanpassad-projektering/>. Hämtad 2016-09-03.

Hansen, K., Kronnäs, V., Zetterberg, T., Zetterberg, M., Moldan, F., Pettersson, P. & Munthe, J. 2013. DiVa, dikesrensningens effekter på vattenföring, vattenkemi och bottenfauna i skogsekosystem. IVL Rapport B2072, Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S. & Jones, E. B. D. III. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *PNAS* 95: 14843-14847.

Haria, A. F. Johnson, A. C., Bella, J. P. & Batchelor, C. H. 1994. Water movement and isotopurion behaviour in a drained heavy clay soil: 1. Preferential flow processes. *J Hydrology* 163(3-4): 203-216.

Hauge, A., Blankenberg, A-G. B. & Hanserud, O. S. 2008. Evaluering av fangdammer som miljötåltak i SMIL. *Bioforsk Rapport* 3:140.

Hayes, W. A. Jr. & Vepraskas, M. J. 2000. Morphological changes in soils produced when hydrology is altered by ditching. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1893-1904.

Heackrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R. & Goulding, K. W. T. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in Broadbald experiment. *J. Environ. Qual.* 25: 904-910.

Heathwaite, A. L., & Dils, R. M. 2000. Characterizing phosphorus loss in surface and subsurface hydrologic pathways. *Sci. Tot. Environ.* 251-252: 523-538.

Heathwaite, A. L., Burke, S. P. & Bolton, L. 2006. Field drains as a route of rapid nutrient export from agricultural land receiving biosolids. *Sci. Tot. Environ.* 365: 33-46.

Heikurainen, L. 1967. Hakkuun vaikutus ojitettujen soiden vesitalouteen (Sammanfattning: On the influence of cutting on the water economy of drained peatlands). *Acta For. Fenn.* 82: 1-45.

Heikurainen, L. & Päivänen, J. 1970. The effect of thinning, clear cutting and fertilization on the hydrology of peatland drained for forestry. *Acta For. Fenn.* 104, 23.

Heino, J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients on spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* 418: 229-242.

Henrikson, L. & Petersson, P. 2006. Bör vi lägga igen skogsdiken för att återskapa våtmark? Ur: Wiklander, G. & Strömgren, M. (red.), 2006. Markdagen 2006. Forskningsnytt om mark. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 92. SLU, Institutionen för skoglig marklära, Uppsala. ISSN 0348-3398. ISRN SLU-SKOMA-R-92-SE.

Hellberg, L. 2004. RENT-VATTEN i Öresundsregionen – en åtgärdsinventering. Interreg-III A, Köpenhamn.

Herring, G, Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J.T., Gawlik, D.E. & Beerens, J. M. 2013. Landscape factors and hydrology influence mercury concentrations in wading birds breeding in the Florida Everglades, USA. *Sci. Tot. Environ.* 458-460: 637–646.

Herzon, I. & Helenius, J. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biol. Cons.* 141: 1171-1183.

Hill, A. R. 1976. The environmental impact of agricultural land drainage. *J. Environ. Manage.* 4: 251.

Hodgkinson, R. A., Chambers, B. J., Withers, P. J. A. & Cross, R. 2002. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. *Agric. Water Manage.* 57: 155–173.

Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Bruun Hansen, H. C. & Kronvang, B. 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *J. Environ. Qual.* 38: 1942-1955.

Hushållningssällskapet Halland. 2017. Integrated Buffer Zones in LIFE GoodStream. LIFE14 ENV/SE/000047.

Håkansson, A. 1960. Studier av dikesdjupets inverkan på grundvattenstånd, skördeavkastning, markens upptorkning och bärkraft. *Grundförbättring* 113: 171-229.

Håkansson, A. 1961. Dräneringsförsök med olika dikesavstånd. *Grundförbättring* 14: 4-98.

Håkansson, A. 1969. Om dikesdjupet vid dränering av åkerjord. Resultat av fältförsök. *Grundförbättring* 22: 107-134.

Håkansson, A., Berglund, G. & Eriksson, J. 1973. Om dikesintensiteten vid dränering av åkerjord. Resultat av fältförsök med olika dikesavstånd. I. Stockholms och Uppsala län. Stenciltryck 67. Inst. för markvetenskap, Avd. för Lantbrukets Hydroteknik, SLU, Uppsala. 68 s.

Håkansson, A., Berglund, G. & Eriksson, J. 1974. Om dikesintensiteten vid dränering av åkerjord. Resultat av fältförsök med olika dikesavstånd. VI.

Skaraborgs län. Stenciltryck 72. Inst. för markvetenskap, Avd. för Lantbrukets Hydroteknik, SLU, Uppsala. 109 s.

Håkansson, A. 1995. Dränering, utdikning, sjösäkning och ängsvattning. I: Lärobok i Agrarhistoria. B.M.P. Larsson, M. Morell & J. Myrdal (Red.). SLU/Repro, Ultuna, Sweden. 57-65.

Hånell, B. 1990. Torvtäckta marker, dikning och sumpskogar i Sverige. SLU, Skogsfakta Nr 22.

Hånell, B. 2006. Effektiv skogsskötsel på på torvmarker. I: *Monika Strömgren* (Red): Växthuseffekt och skogsproduktion: Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker? Dokumentation från seminarium och workshop i Stockholm 24 aug 2005. Arrangör: LUSTRA. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära. Rapport 90. SLU Uppsala.

Hånell, B. 2007. Dikesrensning. Diskussionsunderlag vid konferensen: Dikesrensning – inriktning och styrmedel inför uppdämt rensningsbehov. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien, den 14 november 2007, Stockholm.

Hånell, B & Magnusson, T. 2005. An evaluation of land suitability for forest fertilization with biofuel ash on organic soils in Sweden. *Forest Ecol. Manag.* 209: 43–55.

Irwin, R. W. & Whiteley, H. R. 1983. Effects of land drainage on stream flow. *Can. Water Res. J.* 8(2): 88-103.

Jacobsen, O. H. & Kjaer, J. 2007. Is tile drainage water representative of root zone leaching of pesticides? *Pest. Manag. Sci.* 63: 417–428.

Jaynes, D. B., Kaspar, T. C., Moorman, T. B. & Parkin, T.B.. 2004. Potential methods for reducing nitrate losses in artificially drained fields. p. 59–69. In R. A. Cooke (red.) *Drainage Management for the Midwest U.S.*, Proc. of the 8th Int. Drainage Symp., Sacramento, CA. 21–24 Mar. 2004. ASAE, St. Joseph, MI.

Jaynes, D. B., Kaspar, T. C., Moorman, T. B., Parkin, T.B. 2008. In Situ Bioreactors and Deep Drain-Pipe Installation to Reduce Nitrate Losses in artificially drained fields. *J. Environ. Qual.* 37: 429–436.

Jennings, G. 2012. Understanding and restoring streams. <https://www.slideshare.net/jennings8332/jennings-tdec-stream-small>. Hämtad 2017-04-28.

Joel A., Wesström I., Linner H. 2004. Kartläggning av förutsättningarna för reglerad dränering i södra Sverges kustnära jordbruksområden. Slutrapport Statens Jordbruksverk, Dnr: 25-2216/02.

Joel, A., Wesström, I. & Messing, I. 2015. A tool for assessing the status of agricultural ditches and the need for measures. *Acta Agric. Scand., Section B - Soil & Plant Science.* Vol. 65, No. Supplement 1: 100–109.

Joensuu, S. 2002. Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forests. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (Finnish Forest Research Institute, Research Papers) 868. 83 p.

Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Bor. Environ. Res.* 4: 343–355.

Johannesson, K.M., Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Weisner, S.E.B., Tonderski, K.S. 2015. Phosphorus and particle retention in constructed wetlands - A catchment comparison. *Ecol. Eng.* 80: 20-31.

Johannesson, K.M., Tonderski, K.S., Ehde, P.M. Weisner, S. E. B. 2016. Temporal phosphorus dynamics affecting retention estimates in agricultural constructed wetlands. *Ecol. Eng.* in press.

Johansson, K, Bergbäck, B & Tyler, G. 2001. Impact of atmospheric long range transport of lead, mercury and cadmium on the Swedish forest environment. *Wat. Air Soil Poll. Focus* 1: 279–297.

Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. & Torstensson, G. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Rapport 5823, Naturvårdsverket, Stockholm.

Johnston, C. A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Crit. Rev. Environ. Control* 21: 491–565.

Jones, J. A., Swanson, F. J., Wemple, B. C. & Snyder, K. U. 2001. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream network. *Cons. Biol.* 14: 76-85. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x

Jordbruksverket 2008. Klimatförändringarna och dikningsföretaget. OVR168. Jordbruksverket, Jönköping.

Jordbruksverket 2013. Jordbrukets markavvattningsanläggningar i ett nytt klimat. Rapport 2013:14, Jordbruksverket, Jönköping.

Jord- och skogsbruksministeriet 2000. Reglerbar dränering, reglerbar underbevattning, återanvändning av avrinningsvatten. Finland. Jordbrukets miljöspecialstöd år 2000– 2006.

Jord- och skogsbruksministeriet 2006. Reglerbar dränering, reglerbar underbevattning, återanvändning av torrläggningensvatten. Jordbrukets miljöspecialstöd, år 2007-2013. s. 8.

Jöborn, A., Danielsson, I., Arheimer, B., Jonsson, A., Larsson, M.H., Lundqvist, L. J., Löwgren, M. & Tonderski, K. 2005. Integrated Water Management for Eutrophication Control: Public Participation, Pricing Policy, and Catchment Modeling. *Ambio*, 34(7):482-488.

Kadlec, R. H. 2005. Nitrogen farming for pollution control. *J. Environ. Sci.*

Health 40: 1307-1330.

Kalén, V. 2007. Analysing temporal and spatial variations in DOC concentrations in Scanian lakes and streams, using GIS and Remote Sensing. Seminar series nr 137. Examensarbete. Geobiosphere Science Centre Physical Geography and Ecosystems Analysis. Lund University.

Kalim, R. & Assul, A. 2009. Remediation of agricultural diffuse NITRAte polluted waters through the implementation of a permeable reactive BARrier. Presentation of test results from the demonstration site.

Kanno, Y. & Vokoun, J. C. 2010 Evaluating effects of water withdrawals and impoundments on fish assemblages in southern New England streams, USA. Fisheries Management and Ecology.

Kemikalieinspektionen (KI). 2006. Varför är kvicksilver, kadmium, bly och deras föreningar utfasningsämnen? <http://www.kemi.se/prio-start/kriterier/prio-amnens-egenskaper/sarskilt-farliga-metaller> Texten hämtad 28 februari 2010. Sidan uppdaterad 2015-12-08.

Kladivko, E. J., Brown L. C. & Baker, J. L. 2001. Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. Crit. Rev. Environ. Sci. Techn. , 31(1): 1-62.

Kladivko, E. J. , Frankenberger, J. R., Jaynes, D. B., Meek, D. W., Jenkinson, B. J. & Fausey, N. R. 2004. Nitrate Leaching to Subsurface Drains as Affected by Drain Spacing and Changes in Crop Production System. J. Environ. Qual. 33: 1803–1813.

Kliwer, B. A. & Gilliam, J. W. 1995. Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. Soil Sci. Soc. Am. J. 59: 1694-1701

Klotz, R.L. 1985. Factors controlling phosphorus limitation in stream sediments. Limnol. Oceanogr. 30 (3): 543-553

Klöve, B., 1997. Comparison and development of ditch structures (bed pipe barriers) in reducing suspended solids concentration in waters flowing from peat mining sites. Bor. Environ. Res. 2: 275–286.

Klöve, B. 2000. Retention of suspended solids and sediment bound nutrients from peat harvesting sites with peak runoff control, constructed floodplains and sedimentation ponds. Bor. Environ. Res. 5: 81–94.

Koel, T. M. & Stevenson, K.E. 2002. Effects of dredge material placement on benthic macroinvertebrates of the Illinois River. Hydrobiologia 474: 229-238.

Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, H., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R. & Finér, L. 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. Hydrol. Earth Syst. Sci., 12: 1211–1227.

Konyha, K.D., Skaggs, R.W.& Gilliam, J.W. 1988. Hydrologic impacts of agricultural water management. In: The Ecology and Management of Wetlands.

Vol. 2. D.D. Hook (Red.). Croom Helm Publisher, London. pp 148-159.

Krenzer, E. G. & Fike, W. T. 1977. Corn production guide, planting and plant population. North Carolina Agricultural Extension Service, NC State University, Raleigh.

Kreutzweiser, D. P., Hazlett, P. W. & Gunn, J. M. 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environ. Rev.* 16: 157–179.

Kronberg R-M., Tjerngren I., Drott A., Björn E. & Skyllberg U. 2012. Net degradation of methyl mercury in alder swamps. *Environ. Sci. & Technol.* 46: 13144-13151.

Kronberg, R.-M., A. Drott, A., M. Jiskra, M., J. G. Wiederhold, J.G., Björn, E. & Skyllberg, U. 2016a. Forest harvest contribution to boreal freshwater methyl mercury load, *Glob. Biogeochem. Cyc.* 30: 825–843.

Kronberg, R-M., Jiskra, M., Wiederhold, J. G., Björn, E. & Skyllberg, U. 2016b. Methyl mercury formation in hillslope soils of boreal forests: the role of forest harvest and anaerobic microbes. *Environ. Sci. Technol.* 50: 9177–9186.

Kronvang, B., Bechmann, M., Pedersen, M. L. & Flynn, L. 2003. Phosphorus dynamics and export in streams draining micro-catchments. Development of empirical models. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 469-474.

Kronvang, B., Bechmann, M., Lundekvam, H., Behrendt, H., Rubæk, G. H., Schoumans, O. F., Syversen, N., Andersen H. E. & Hoffmann, C. C. 2005. Phosphorus losses from agricultural areas in river basins: Effects and uncertainties of targeted mitigation measures. *J. Environ. Qual.* 34: 2129-2144.

Kronvang, B., Andersen, H. E., Larsen, S. E. & Audet, J. 2013. Importance of bank erosion for sediment input, storage and export at the catchment scale. *J. Soil. Sed.* 13: 230-241.

Krutz, L. J., Senseman, S. A., Zablotowicz, R. M. & Matocha, M. A. 2005. Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: A review. *Weed Sci.* 53: 353–367.

Kröger R., Moore M. T., Locke, M. A., Cullum, R. F., Steinriede Jr., R. W., Testa S., Bryant, C. T. & Cooper, C. M. 2009. Evaluating the influence of wetland vegetation on chemical residence time in Mississippi Delta drainage ditches. *Agric. Wat. Managem.* 96: 1175–1179.

Kuglerova, L., Ågren, A., Jansson, R. & Laudon, L. 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334:74–84.

Kynkäänniemi, P. 2014. Small Wetlands Designed for Phosphorus Retention in Swedish Agricultural Areas. Efficiency Variations during the First Years after Construction. Doktorsavhandling, *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* 2014:70.

Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Laine, J., Laiho, R., Minkkinen, K. & Vasander, H. 2006. Forestry and boreal peatlands. I: Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (red.). Boreal peatland ecosystems. Berlin: Springer, 331-357.

Lamborg, C. H., Hammerschmidt, C. R., Bowman, K. L., Swarr, G. J., Munson, K. M., Ohnemus, D. C., Lam, P. J., Heimbürger, L-E., Rijkenberg, M. J. A. & Saito, M. A. 2014. A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature* 512:65-68.

Land, M. Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C. C., Mitsch, W. J., Tonderski, K. S. & Verhoeven, J. T. A. 2016. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Env. Evid.* 5:9. DOI: 10.1186/s13750-016-0060-0

Landsbyggnätverket, 2009. Sura sulfatjordar. Landsbyggnätverkets publikation, Seinäjoki, Finland. www.landsbygd.fi.

Larpes, G. 1981. Vad betyder tidig vårsådd? *Traktor Journalen*, nr 6: 182 - 183

Larsen, S., Vaughan, I. P. & Ormerod, S. J. 2009. Scale-dependent effects of fine sediments on temperate headwater invertebrates. *Freshwat. Biol.* 54:203–219.

Larsson, R. 2008. Klimatförändringarna och täckdikningen. OVR169. Jordbruksverket, Jönköping.

Larsson, T. & Heeb, A. 2016. Från idé till fungerande tvåstegsdike - en vägledning. *Jordbruksinformation* 16:15. Jordbruksverket, Jönköping.

Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A. B. & Jensen, C. 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydr. Proc.* 17: 3443-3463.

Lepistö, A., Kenttämies, K. & Rekolainen, S. 2001. Modeling combined effects of forestry, agriculture and deposition on nitrogen export in a Northern river basin in Finland. *Ambio* 30(6): 338-348.

Li, Y.B., & Cai, Y. 2013. Progress in the study of mercury methylation and demethylation in aquatic environments. *Chinese Sci. Bull.* 58: 177-185.

Liljaniemi, P., Vuori, K-M., Ilyashuk, B. & Luotonen, H. 2002. Habitat characteristics and macroinvertebrate assemblages in boreal forest streams: relations to catchment silvicultural activities. *Hydrobiologia* 474: 239–251.

Liljaniemi, P., Vuori, K.-M., Tossavainen, T., Kotanen, J., Haapanen, M., Lepistö, A. & Kenttämies, K. 2003. Effectiveness of constructed overland flow areas in decreasing diffuse pollution from forest drainages. *Environmental Management*, 32, 602–613.

Lindahl, A. 2009. Sources of pesticide losses to surface waters and

groundwater at field and landscape scales. Doktorsavhandling, Acta Universitatis agriculturae Sueciae 2009:50, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Lindkvist, A., Kardell, Ö. & Nordlund, S. 2011. Intensive Forestry as Progress or Decay? An analysis of the debate about forest fertilization in Sweden, 1960–2010. *Forests* 2:112-146.

Lindmark, P. 2013. Tvåstegsdiken. Ett steg i rätt riktning? Rapport 2013:15, Jordbruksverket, Jönköping.

Lindström, J. & Ulén, B. 2003. Effekt av kalk i täckdikensåterfyllningen på fosforförluster från jordbruksmark. Slutrapport SJV, Dnr 25-5666/99, Jordbruksverket, Jönköping.

Lindström, B. & Kreuger, K. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2013. Rapport 2015:10, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Luce, C. H. & Black, T. A. 1999. Sediment production from forest roads in western Oregon. *Water Resour Res* 35:2561–70.

Lundin, L., 1994. Impacts of forest drainage on flow regime. *Studia Forestalia Suecica*, 192, 22 pp.

Lundin, L., 2003. Betydelsen av skogsbruksåtgärder för höga vattenflöden och översvämningar. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademins tidskrift* 142: 15-23.

Lundin, L. 2005. Alternativ vattenreglering i dikad skogsmark. I: Växthuseffekt och skogsproduktion: Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker? Red. M. Strömberg. *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära*, Rapport 90. Institutionen för skoglig marklära, SLU, Uppsala, 2006.

Lydersen, E., Löfgren, S. & Arnesen, R. T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32:73–295.

Löfgren, S. 2007. How to estimate N and P losses from forestry in northern Sweden. Report from a workshop at the Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry 14 March 2006. *Kungl. Skogs-Lantbruksakademiens Tidskrift*. Nr 2, årgång 146.

Madej, M. A. 2000. Erosion and Sediment Delivery Following Removal of Forest Roads. U.S. Geological Survey Western Ecological Research Center.

Magnusson, T. 2009. Skogsbruk, mark och vatten. *Skogsskötselserien* nr 13, Skogsstyrelsens förlag.

Manninen, P. 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal environment research*, 3: 23–32.

Mattson, R. 1985. Jordbrukets utveckling i Sverige. *Aktuellt från lantbruksuniversitetet* 344. Sveriges lantbruksuniversitet, Konsulentavdelningen,

Uppsala. 46 s.

Meili, M., Kärrhage, P. & Borg, H. 2004. Kvicksilver i fisk och födodjur i 10 skånska sjöar 2002. Länsstyrelsen i Skåne län. ISSN: 1402-3393.

Miami Conservancy District, 2009. Getting better water quality from an agricultural ditch. Project information. www.miamiconservancy.org

Mickie, B. G. & Malmqvist, B. 2009. Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwat. Biol.* 54:2086–210

Miller, E. M. & Friedland, A. 1994. Lead Migration in forest soils: response to changing atmospheric inputs. *Environ. Sci. Technol.* 28: 662-669.

Moberg, J., 2001. Långsiktiga förändringar av jordbruksmarkens fysikaliska egenskaper – en studie av 10 svenska åkermarksprofiler. Meddelanden från jordbearbetnings- avdelningen, nr 37, Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.

Molnár, A, Csabai, Z. & Tóthmérész, B. 2009. Influence of flooding and vegetation patterns on aquatic beetle diversity in a constructed wetland complex. *Wetlands* 29:1214-1223.

Montagne, D. & Cornu, S. 2010. Do we need to include soil evolution module in models for prediction of future climate change? *Climatic Change* 98:75–86.

Montagne, D, Cornu, S., Le Forestier, L. & Cousin, I. 2009. Soil drainage as an active agent of recent soil evolution: a review. *Pedosphere* 19: 1–13.

Moore, T. R., Bubier, J. L., Heyes, A. & Flett, R. J. 1995. Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *Journal of Environmental Quality* 24:845-850.

Moore, J.R., P.A., Van Breemen, N. & Patrick, JR., W.H. 1999. Effects of drainage on the chemistry of acid sulfate soils. I: Skaggs, R.W. and van Schilfgaarde, J. (Red.). *Agricultural Drainage. Agronomy* 38. ASA, CSSA & SSSA, Madison, WI. 1107- 1123

Munn, N. L. & Meyer, J. L. 1990. Habitat specific solute retention in two small streams: an intersite comparison. *Ecology* 71:2069-2082.

Munthe, J. & Hultberg, H. 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment: Concentrations, fluxes, and their response to manipulations. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4:607–618.

Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Handbok 2007:4, inkl. bilagor.

Naturvårdsverket, 2009a. Markavvattning och rensning. Handbok för tillämpning av bestämmelserna i 11 kapitlet i miljöbalken. Handbok 2009:5,

Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket 2009b. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: arter i kalkrika sjöar 2008–2011. Rapport 5848, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2014. Mercury management in Sweden - Swedish experiences of mercury control and management. ISBN 978-91-620-8691-6.

Needelman, B. A., Kleinman, P. J. A., Strock, J. S. & Allen, A. L. 2007. Improved Management of Agricultural Drainage Ditches for Water Quality Protection. *Journal of Soil and Water Conservation* 62:171-178.

Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H., Joensuu, S. & Vuollekoski, M. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 39(3): 331–339.

Nieminen M., Ahti E., Koivusalo H., Mattsson T., Sarkkola S. & Laurén A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44(1): 39–49.

NITRABAR, 2009. After LIFE Communication Plan. LIFE05 ENV/UK/000137.

Nummi, P, Väänänen, V-M. Sari Holopainen, S. & Hannu Pöysä, H. 2016. Duck-fish competition in boreal lakes – a review. *Ornis Fennica* 93: 67–76.

Nyberg, P. & Eriksson, T. 2001. Skyddsridåer Längs Vattendrag (SILVA). FInfo 2001:6. Fiskeriverket, Göteborg.

Näslund, B-Å. 2013. Skogsgödsling – en växande åtgärd. Skogseko nr 1 2013. <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Skogseko/Artikelregister/SkogsEko-1-2013/Skogsgodsling---en-vaxande-atgard/>. Hämtad 2016-09-02.

O’Driscoll, N. J., Siciliano, S. D., Peak, D., Carignan, R. & Lean, D. R. S. 2006. The influence of forestry activity on the structure of dissolved organic matter in lakes: Implications for mercury photoreactions. *Sci. Total Environ.* 366:880-893.

O’Toole, C., Donohue, I., Moe, S.J. & Irvine, K. 2008. Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using an extensive European data base. *Aquat. Ecol.* 42:277– 291.

Paavilainen, E. & Päivänen, J. 1995. Peatland Forestry: Ecology and Principles. Springer- Verlag, Berlin, 248 pp.

Parkman, H. & Meili, M. 1993. Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes: influence of lake type, habitat, life cycle, and food quality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 521–534.

Parkyn, S. M. & Smith, B. J. 2011. Dispersal constraints for stream invertebrates: Setting realistic timescales for biodiversity restoration. *Environmental Management* 48:602–614.

- Patrick, JR., W. H. & Reddy, C. N. 1978. Chemical changes in rice soils. I: Soils and Rice. The International Rice Research Institute. Los Banos, Laguna, Philippines. 361-379.
- Patwardhan, A. S., Nieber, L. J. & Moore, I. D. 1988. Oxygen, carbon dioxide and water transfer in soils: Mechanisms and crop response. Transactions of ASEA, 31:1383- 1395.
- Penning WE, et al. 2008. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquat Ecol* 42:253–264.
- Persson, P., Davidsson, T. & Svensson, J. 2003. Kvävmuren i Helsingborg – erfarenheter från anläggning, fältmätning och laboratorieförsök. *Vatten* 59:17-29.
- Petersen, L. B.-M. & Petersen, R. C. Jr. 1991. Short term retention properties of channelized and natural streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24:1756-1759.
- Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. 1995. *Science* 269:331-334.
- Pothier, D., Prévost, M. & Auger, I. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *For. Ecol. Manage.* 179:573–583.
- Päivänen, J. 1980. The effect of silvicultural treatments on the ground watertable in Norway spruce and Scots pine stands on peat. In: Proceedings of the 6th International Peat Congress, Duluth, MN, USA.
- Päivänen, J. 1982. Hakkuun ja lannoituksen vaikutus vanhan metsäojitusalueen vesitalouteen (Sammanfattning: The effect of cutting and fertilization on the hydrology of an old forest drainage area). *Folia For.* 516, 1–19.
- Päivänen, J. & Sarkkola, S., 2000. The effect of thinning and ditch network maintenance on the water table level in a Scots pine stand on peat soil, *Mires and Peat*, 51:131– 138.
- Radcliffe, D. E. Reid, D. K. Blombäck, K., Bolster, C. H., Collick, A. S., Easton, Z. M., Francesconi, W., Fuka, D. R., Johnsson, H., King, K. Larsbo, M., Youssef, M. A., Mulkey, A. S., Nelson, N. O., Persson, K., Ramirez_Avila, J. J., Schmieder, F. & Smith, D. R. 2015. Applicability of models to predict phosphorus losses in drained fields: a review. *J. Environ. Qual.*, 44: 614–628.
- Rankinen, K., Tattari, S. & Rekolainen S., 2001. Modelling of vegetative filter strips in catchment scale erosion control. *Agricultural and food science in Finland*, Vol. 10:99-112.
- Rannap, R, Lohmus, A & Briggs, L. 2009. Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia* 634:87–95
- Ravelo, C. J. 1978. A rational approach for incorporating crop needs into drainage system design. Ph. D. diss. Texas A & M University, College Station.
- Reddy, K. R., Diaz, O. A., Scinto, L. J. & Agami, M. 1995. Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the Lake Okeechobee basin. *Ecol. Eng.*

5:183–207.

Reeves, G. H. & Duncan, S. L. 2009. Ecological history versus social expectations: managing aquatic ecosystems. *Ecology and Society* 14(2) art 8.

Reid, L. M., & Dunne, T. 1984, Sediment Production From Forest Road Surfaces, *Water Resour. Res.*, 20:1753–1761.

Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228:1424–1427.

Richardson, C. J. & Marshall, P. E. 1986. Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in a fen peat land. *Ecol. Monogr.* 56:279–302.

Riise, G., Lundekvam, H., Wu, Q. L., Haugen, L. E. & Mulder, J. 2004. Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway – runoff through surface and drainage water. *Environ. Geochem. Health* 26: 269–276,

Rivinoja, P & Larsson, S. 2001. Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten – En litteratursammanställning. Vattenbruksinstitutionen, SLU, 901 83 Umeå.

Ritzema, H. P. & Braun, H. M. H. 1994. Environmental aspects of drainage. In: *Drainage Principles and Application*. H.P. Rizema (Red.). ILRI Publication 16: 1041-1065.

Robertson, W. D., Ptacek, C. J. & Brown, S. J., 2009. Rates of Nitrate and Perchlorate Removal in a 5-Year-Old Wood Particle Reactor Treating Agricultural Drainage. *Ground Water Monitoring & Remediation* 29(2): 87–94.

Robertson, W. D., Blowes, D. W. Ptacek, C. J. & Cherry, J. A. 2000. Long-term performance of in situ reactive barriers for nitrate remediation. *Ground Water* 38:689-695.

Robinson, M. 1989. Small catchment studies of man's impact on floods and drainage: Agricultural drainage and plantation forestry. *International Association of Hydrology Sciences* 187: 299-308.

Robinson, M. 1990. Impact of improved land drainage on river flows. Report 113, Institute of Hydrology, Wallingford, England.

Robinson, M. & Rycroft, D.W. 1999. The impact of drainage on streamflow. In: *Agricultural Drainage*. R.W. Skaggs and J. van Schilfhaarde (Red.). *Agronomy* 38. ASA, CSSA & SSSA, Madison, WI. 767-800.

Rosén, K., Aronsson, J.-A. & Eriksson, H. M. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *For. Ecol. Manage.* 83: 237–244.

Rosendahl, R. & Wikman, U. 2009. Sura sulfatjordar. Landsbygdsnätverkets publikation, Finland.

Rosby Centre, SMHI, 2007.
<http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=8785&l=sv>

Rowe, D. C., Pierce, C. L. & Wilton, T. F. 2009. Physical habitat and fish assemblage relationships with landscape variables at multiple spatial scales in wadeable Iowastreams. *North American Journal of Fisheries Management* 29:1333–1351.

Roy, V., Jeglum, J. K. & Plamondon, A. P. 1997. Water table fluctuations following clearcutting and thinning on Wally Creek wetlands. I: Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R., Jeglum, J.K. (Red.), *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 239–251.

Roy, V., Plamondon, A. P. & Bernier, P. 2000. Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands. *Int. Peat J.* 10: 3–12.

Russell, R. S. 1977. *Plant Root Systems*. McGraw-Hill, London. 197-203.

Russell, W. E. 1998. *Flooded and poorly drained soils. I: Soil Conditions and Plant Growth*. 11th edition. W. E. Russell (Red.). Longman Inc., New York, USA.

Sanchez Valero, C., Madramootoo, C. A. & Stämpfli, N. 2007. Water table management impacts on phosphorus loads in tile drainage. *Agricultural Water Management* 89:71–80.

Sarkkola S., Hökkä H., Ahti E., Koivusalo H. & Nieminen M. 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 649–658.

Sarkkola S., Nieminen M., Koivusalo H., Laurén A., Ahti E., Launiainen S., Nikinmaan E., Marttila H., Laine J. & Hökkä H. 2013. Domination of growing-season evapotranspiration over runoff makes ditch network maintenance in mature peatland forests questionable. *Mires and Peat* 11(2): 1–11. <http://www.mires-and-peat.net/pages/volumes/map11/map1102.php>

Šaulys, V. & Bastienė, N. 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. *Ekologija* 54: 22-28

Schipper, L. A., & Vojvodic-Vukovic, M. 2000. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust. *Ecol. Eng.* 14:269–278.

Schipper, L.A. & Vojvodic-Vukovic, M. 2001. Five years of nitrate removal, denitrification and carbon dynamics in a denitrification wall. *Water Res.* 35:3473– 3477.

Selinus, O. 2008. Perspektiv på mikronäringsämnen - medicinsk geologi och dess betydelse för vår hälsa. Presentation vid konferensen Mikronäringsämnen i mark, växter och föda - betydelse för djurs och människors hälsa, den 25 september

2008, KSLA, Stockholm.

Seymour, R. M., Skaggs, R. W. & Evans, R. O. 1992. Corn yield respons to planting date. Transaction of ASAE, 35:865-870.

Shannon, M. C. 1997. Drainage water re-use. I: C. A. Madramootoo, W. R. Johnston & L. S. Willardson (Red.). Management of agricultural drainage water quality. Water reports 13, chap. 4. ICID & FAO, Rom.

Sharpley, A. N., Krogstad, T., Kleinman, P. J. A., Haggard, B. E., Shigaki, F. & Saporito, L. 2007. Managing Natural Processes in Drainage Ditches for Non-Point Source Phosphorus Control. Journal of Soil and Water Conservation 62(4):197-206.

Shigaki, F., Kleinman, P. J. A., Schmidt, J. P., Sharpley, A.N. and Allen, A.L. 2008. Impact of dredging on phosphorus transport in agricultural drainga ditches of the Atlantic coastal plain. J. Am. Wat. Res. Assoc. 44(6):1501-1511.

Sikström, U., Hökkä, H., 2016. Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. Silva Fennica 50(1). <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1416>

Simard, R.R., Beauchemin, S. & Haygarth, P.M. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. Journal of Environmental Quality 29:277-293.

Skaggs, R.W. 1980. A water management model for artificially drained soils. Technical Bulletin 267. North Carolina Agricultural Experimental Station, Raleigh, North Carolina Agricultural Research Service. 54 s.

Skaggs, R.W. 1987. Design and management of drainage systems, Keynote address. In: Proceedings of the 5th National Drainage Symposium. American Society of Agricultural Engineers 7-87, 1.

Skaggs, R.W. & Gilliam, J.W. 1981. Effects of drainage system design and operation on nitrate transport. Transaction of the ASAE 24, 929-934.

Skaggs, R.W., Brevé, M.A. and Gilliam, J.W. 1994. Hydrologic and water quality management impacts of agricultural drainage. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 24(1):1-32.

Skaggs, R.W, Youssef, M.A, Chescheir, G. M. & Gilliam, J. W. 2005. Effect of drainage intensity on nitrogen losses from drained lands. Transactions of the ASAE, 48(6): 2169-2177.

Skogforsk 2010. Skogsbruk med hänsyn till vatten. <http://www.skogforsk.se/produkter-och-evenemang/trycksaker/2009/skogsbruk-med-hansyn-till-vatten/> Hämtad 2017-02-04.

Skogforsk 2016. <http://www.skogskunskap.se/vagar-i-skogen/om-skogsbilvagar/skogsbilvagar-och-andra-enskilda-vagar/> Uppdaterad 2016-11-08. Hämtad 2017-02-04.

Skogforsk 2017. Skogskunskap.Vägbyggnad steg för steg. <http://www.skogskunskap.se/vagar-i-skogen/vagbyggnadsteknik/vagbyggnad-steg-for-steg/diken/>. Uppdaterad 2016-11-11. Hämtad 2017-01-20.

Skogsdata 2009. Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Tema: Tätortsnära skog. Sveriges officiella statistik. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå.

Skogsdata 2016. Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Tema:Skogen då, nu och i framtiden. Sveriges officiella statistik. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå.

Skogsstyrelsen 2009. Skogsstatistisk årsbok 2009. Skogsstyrelsen, Jönköping.

Skogsstyrelsen 2016a. Skogsbruk-Äga och bruka. Skogsgödsling. <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Skogseko/Artikelregister/SkogsEko-1-2013/Skogsgodsling---en-vaxande-atgard/>. Hämtad 2016-09-02.

Skogsstyrelsen 2016b. Skogsbruk-Äga och bruka: Skogsbilvägar. <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Skota-skog-/Skogsbilvagar/>. Hämtad 2016-09-02.

Skyllberg, U, Westin MB, Meili M, Bjorn E. 2009. Elevated Concentrations of methyl mercury in streams after forest clear-cut: a consequence of mobilization from soil or new methylation? *Environ. Sci. Technol.* 43:8535-8541.

SLU. 2006. Växthuseffekt och skogsproduktion: Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker? Red. Monika Strömgren Dokumentation från seminarium och workshop i Stockholm 24 aug 2005. Arrangör: LUSTRA. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära, Rapport 90, SLU.

Smith D. R., Warnemuende, E. A., Haggard, B. E. & Huang, C. 2006. Dredging of Drainage Ditches Increases Short-Term Transport of Soluble Phosphorus. *J Environ. Qual.* 35:611–616.

Sohlenius, G. & Öborn, I. 2002. Sura sulfatjordar läcker metaller – orsaker och möjliga åtgärder. SLU Fakta Jordbruk, nr. 7.

Srinivasan, R., Hoffman, D., Wolfe, J. E. & Prcin, L.J. 2008. Evaluation of removal of orthophosphate and ammonia from rainfall runoff using aboveground permeable reactive barrier composed of limestone and zeolite. *J. Environ. Sci. Health Part A* 43, 1441–1450

Stansfield, J., Moss, B. & Irvine, K. 2006. The loss of submerged plants with eutrophication III. Potential role of organochlorine pesticides: a palaeoecological study. *Freshwat. Biol.* 22:109-132.

Stämpfli, N. & Madramootoo, C.A., 2006. Dissolved phosphorus losses in tile drainage under subirrigation. *Water Qual. Res. J. Can.* 41:63–71.

Stevenson, F.J. 1986. The phosphorus cycle. In: Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons. Inc. 231-284.

Ståhl, P. 2009. Produktionshöjande åtgärder. Skogsskötselserien nr 16, Skogsstyrelsen, Jönköping. www.skogsstyrelsen.se/skogsskotselserien.

Sveriges officiella statistik, 2014. Dränering av jordbruksmark 2013, slutlig statistik. Statistiska meddelanden: JO 41 SM 1402. Statens jordbruksverk, Jönköping.

Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K. Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C. & Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. PNAS 101:14132–14137.

Sunderland, E., Wiener, J.G. & Brigham, M.E. 2014. Chapter 2 – Why is mercury in fish of concern? I: Wentz et al (Red.) Mercury in the Nation's streams - Levels, trends, and implications. U.S. Geological Survey Circular 1395. pp 11-18. <http://dx.doi.org/10.3133/cir1395>

Sørensen, R., Meili, M., Lambertsson, L., von Brömssen, C. & Bishop, K. 2009. The effects of forest harvest operations on mercury and methylmercury in two Boreal streams: relatively small changes in the first two years prior to site preparation. *Ambio* 38:364-372.

Thylén L. 1997. Consistency in yield variation and optimal nitrogen rate. Precision Agriculture '97, J.V. Stafford (Ed), UK, BIOS Scientific Publishers, pp 345-350

Tiedje, J. M., Sexton, A. J., Parkini, T. B., Revsbech, N. P. & Shelton, D. R. 1984. Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil* 76: 197-212.

Tjerngren, I., Karlsson, T., Björn, E. & Skyllberg, U. 2012a. Potential Hg methylation and MeHg demethylation rates related to the nutrient status of different boreal wetlands. *Biogeochemistry* 108:335-350.

Tjerngren, I., Meili, M., Björn, E. & Skyllberg, U. 2012b. Eight boreal wetlands as sources and sinks for methyl mercury before and after small-scale flooding. *Environ. Sci. & Technol.* 46:8052-8060.

Tonderski, K. S., Arheimer, B. & Pers, B. C. 2005. Measured and modelled effect of constructed wetlands on phosphorus transport in South Sweden. *Ambio*, 34(7):544- 551.

Tornerhjelm, H. 2014. Dikesavståndets inverkan på såtid och skörd. Examensarbeten 2014:10. Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala.

Trigal-Dominguez, C., Fernandez-alaez, C. & Garcia-Creado, F. 2009. Habitat selection and sampling design for ecological assessment of heterogeneous ponds using macroinvertebrates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*.19:786-796.

Turtola, E. & Jaakola, A. 1995. Loss of phosphorus by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agric. Scand., Section B* 45: 159-165.

Turtola, E. & Paajanen, A. 1995. Influence of improved subsurface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley in Finland. *Agric. Water Manag.* 28: 295-310.

Ulén, B. 1995. Episodic precipitation and discharge events and their influence on losses of phosphorus and nitrogen from tile drained arable fields. *Swedish J. Agricul. Res.* 25: 25-31.

Ulén, B. 2004. Size and settling velocities of phosphorus-containing particles in water from agricultural drains. *Water Air Soil Poll.* 157:331-343.

Ulén, B. 2008. Odlå gröda men inte övergöda. I: *Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Ulén, B. & Jakobsson, T. C. 2005. Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Science of the Total Environment* 344: 37– 50.

Ulén, B., Wesström, I., Johansson, G. & Stjernman Forsberg, L. 2014. Recession of phosphorus and nitrogen concentrations in tile drainagewater after high poultry manure applications in two consecutive years. *Agricultural Water Management* 146: 208–217.

UNEP 2017. Minamata convention on mercury.

<http://www.mercuryconvention.org/Home/tabid/3360/Default.aspx>. Hämtad 2017-01-10.

Unrine, J. M., Jagoe, C. H., Hopkins, W. A., & Brant, H. A. 2004. Adverse effects of ecologically relevant dietary mercury exposure in southern leopard frog (*Rana sphenoccephala*) larvae. *Environ Toxicol Chem* 23:2964–2970.

Unrine, J. M., Hopkins, W. A., Romanek, C. S., & Jackson, B. P. 2007. Bioaccumulation of trace elements in omnivorous amphibian larvae: Implications for amphibian health and contaminant transport. *Environ. Poll.* 149:182–192.

Unrine, J. M., Jagoe, C. H., Brinton, A. C., Brant, H. A., Garvin, N. T. 2005. Dietary mercury exposure and bioaccumulation in amphibian larvae inhabiting Carolina bay wetlands. *Environ. Poll.* 135:245–253.

VISS (Vatteninformationssystem Sverige). 2017. Kemisk status: <http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/kemisk-status/Pages/default.aspx>. Hämtad 2017-01-31.

von Arnold, K., Hånell, B., Stendahl, J. & Klemedtsson, L. 2005. Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20: 400-411

von Stedingk, H. 2008. Biologisk mångfald på myrar och dikad torvmark – underlag för ett miljömässigt torvbruk. Projektrapport nr 12. TorvForsk, Energimyndigheten, SLU.

Vondracek, B., Blann, K. L., Cox, C. B., Nerbonne, J. F., Mumford, K. G., Nerbonne, B. A., Sovell, L. A. & Zimmerman, J. K. H. 2005. Land use, spatial scale, and stream systems: lessons from an agricultural region. *Environmental Management* 36:775–791.

Vuori, K. M., Siren, O. & Luotonen, H. 2003. Metal contamination of streams in relation to catchment silvicultural practices: a comparative study in Finnish and Russian headwaters. *Boreal Environ Res.* 8: 61-70.

Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M. & Ilvesniemi, H. 2006. Retention of phosphorus in soil and vegetation of a buffer zone area during snowmelt peak flow in Southern Finland. *Water Air Soil Poll.* 177: 103–118.

Wagner, B.M.A. 1997. Influence of fish on the breeding of the red-necked grebe *Podiceps grisegena* (Boddaert, 1783). *Hydrobiologia* 344:57–63.

Weisner, S. B. & Thiere, G. Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet. Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet. Rapport 2010:21, Jordbruksverket, Jönköping.

Weisner, S., Johannesson, K. M. & Tonderski, K. S. 2015. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket. Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet, Rapport 2015:7, Jordbruksverket, Jönköping.

Wellborn, G., Skelly, D. K. & Werner, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27:337-363.

Wendt-Rasch, L., Pirzadeh, P. & Woin, P. 2003a. Effects of metsulfuron methyl and cypermethrin exposure on freshwater model ecosystems. *Aquat. Toxicol.* 63:243- 256.

Wendt-Rasch, L., Friberg-Jensen, U., Woin, P. & Christoffersen, K. 2003b. Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on a freshwater community studied under field conditions. II. Direct and indirect effects on the species composition. *Aquat. Toxicol.* 63:373-389.

Wentz, D. A., Brigham, M. E., Chasar, L. C., Lutz, M. A. & Krabbenhoft, D. P. 2014. Mercury in the Nation's streams - Levels, trends, and implications. U.S. Geological Survey Circular 1395. <http://dx.doi.org/10.3133/cir1395>.

Weppling, K., Palko, J. & Puustinen, M. 1995. Kalkkisuodinoja uusi ojitusmenetelmä. *Vestitalous* 1, 1995.

Wesström, I. 2002. Reglerad dränering – mindre kvävebelastning och högre skörd. FAKTA Jordbruk Nr 13, SLU.

Wesström, I. 2006. Controlled drainage and subirrigation – water management

options to reduce non-point source pollution from agricultural land. NJF-seminar No. 373, Transport and retention of pollutants from different production systems, 11-14 June 2006, Tartu, Estonia. NJF report Vol. 2, No 5.

Wesström, I. 2009. Fosforförluster och lustgasavgång från åkermark vid reglerbar dränering – en litteraturstudie. Slutrapport SJV uppdrag Dnr 466136/09, Jordbruksverket, Jönköping.

Wesström, I. & Joel, A. 2005. Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån - en litteraturstudie. Slutredovisning av SJV projekt 25-6828/04. Institutionen för markvetenskap, avdelningen för lantbrukets hydroteknik, SLU.

Wesström, I. & Joel, A. 2010. Storage and reuse of drainage water. Proceedings of the ASABE's 9th International Drainage Symposium, XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural and Biosystems Engineering (CIGR), Québec City, Canada, June 13-17, 2010. Canadian Society for Bioengineering (CSBE/SCGAB).

Wesström, I. & Messing, I. 2007. Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand under cultivation. *Agricultural Water Management* 87:3. 229-240.

Wesström, I., Bölenius, E. & Joel, A. 2008. Long-term effects of tile drainage on soil physical properties and crop yields. 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage, Helsinki, Finland – Tallinn, Estonia, July 6th to 11th 2008. Helsinki University of Technology Water Resources Publications 16:125-133.

Wesström, I., Joel, A. & Messing, I. 2014. Controlled drainage and subirrigation – water management options to reduce non-point source pollution from agricultural land. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 198: 74–82.

Wesström, I., Messing, I., Linnér, H. & Lindström, J. 2001. Controlled drainage-effects on drain outflow and water quality. *Agricultural Water Management* 47, 85-100.

Wesström, I., Geranmayeh, P., Joel, A. & Ulén, B. 2016. Översvämningar på jordbruksmark – utredning av konsekvenser på mark och produktion. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö, Hydroteknik. Rapport 16.

Westling, O., Örlander, G. & Andersson, I. 2004. Effekter av askåterföring till granplanteringar med ristäkt. IVL. Rapport B 1552.

White, R. E. 1979. Introduction to the Principles and Practice of Soil Science. Blackwell Scientific Publications.

Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C. 2004. Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. *Biogeochemistry* 70:357–368.

Zucker, L. A. & L. C. Brown (Red.). 1998. *Agricultural Drainage: Water Quality*

Impacts and Subsurface Drainage Studies in the Midwest. Ohio State University Extension Bulletin 871. The Ohio State University

Åkerblom, N. 2004. Agricultural pesticide toxicity to aquatic organisms a literature review. Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2004:16.

Åkerblom, S., Meili, M., Bringmark, L., Johansson, K., Berggren, D. & Bergkvist. 2008. Partitioning of Hg between solid and dissolved organic matter in the humus layer of boreal forests. *Water Air Soil Pollut* 189:239–252.

Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonesten, L. & Sundbom, M. 2014. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *Ambio* 43:91-103.

Åström, M. 2007. Inverkan av svenska och finländska sura sulfatjordar på metallhalter i bäckar. Slutrapport av projekt med SGUs Dnr:60-1312/2004. Sveriges Geologiska Undersökningar, Uppsala.

Åström, M., Österholm, P., Bärlund, I. & Tattari, S. 2007. Hydrochemical effects of surface liming, controlled drainage and lime-filter drainage on boreal acid sulfate soils. *Water Air Soil Pollut.* 179:107–116

Öborn, I. 1994. Morphology, Chemistry, Mineralogy and Fertility of some Acid Sulfate Soils in Sweden. Reports and Dissertations 18, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Österling, M. 2006. Ecology of freshwater mussels in disturbed environments. Doktorsavhandling. Karlstad University Studies 2006:53.

Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning

En kunskapssammanställning

INGRID WESSTRÖM, ANDERS HARGEBY
OCH KARIN TONDESKI

Rapporten utgör en litteratursammanställning med en kritisk granskning av nationell och internationell forskningslitteratur vad gäller i) produktionshöjande effekter av markavvattning i jordbruksmark och skogsmark, ii) påverkan av markavvattning och dikesrensning på vattenkemi, särskilt närsalter, pesticider i jordbruksmark och metaller i skogsmark, iii) effekter av markavvattning på biota i vattendrag, iv) effekter av möjliga åtgärder för att minska negativ miljöpåverkan på vattenförekomster av markavvattning och dikesrensning. Rapporten tar också upp pågående forskning i Sverige och har en omfattande litteraturlista på slutet.

RAPPORT 6777

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6777-9
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

