

Rapport 2008:04



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Milsbosjöarna - ett pilotprojekt inför arbetet med
åtgärdsprogram inom EU:s ramdirektiv för vatten
Miljövårdsenheten

Omslagsbild: Vy över Nedre Milsbosjön.

Foto: Malin Spännar.

Tryck: Länsstyrelsen Dalarnas tryckeri, april 2008.

ISSN 1654-7691

Rapporten kan beställas kostnadsfritt från Länsstyrelsen Dalarna, infofunktionen

E-post: lansstyrelsen@w.lst.se

Rapporten kan också laddas ned från Länsstyrelsen Dalarnas webbplats www.w.lst.se



Sveriges
lantbruksuniversitet



Milsbosjöarna

– ett pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogram
inom EU:s Ramdirektiv för vatten

Malin Spännar



Abstract

The EU Water Framework Directive has introduced changes in work procedure for the Swedish administration of water. During 2008 an abatement programme will be established for all water bodies that do not achieve the Water Framework Directive environmental objective of "good surface water status". Övre Milsbo Lake and Nedre Milsbo Lake in the Milsbo stream catchment area outside Borlänge are two eutrofied lakes which will need defined mitigation strategy and significant abatement efforts to achieve "good ecological status". These lakes are eutrophicated due to high loads of phosphorus (P). A source apportioned phosphorus modelling indicates that agriculture is responsible for the main part of phosphorus reaching the lakes. The aim of this report is to suggest agricultural measures for the Milsbo Lakes to achieve the Water Framework Directive environmental objective of "good surface water status".

The background information about the Milsbo stream catchment area is presented. The farmers have been interviewed regarding cultivation and management practices during 2005-2007 and these results are presented as well. Soil surveying regarding phosphorus content has been accomplished and analyses of water chemistry samples taken in streams within the catchment area have been performed. Calculations of the source apportion of phosphorus has been made using the Fyris model. A list of agricultural measures to decrease the load of phosphorus to the lakes is suggested in the light of the mentioned analyses.

Calculations with the Fyris model shows that the Övre Milsbo Lake is loaded with 190 kg P/yr and that the Nedre Milsbo Lake is loaded with 375 kg P/yr. According to calculations the phosphorus load has to decrease 60 kg P/yr to the Övre Milsbo Lake and 220 kg P/yr to the Nedre Milsbo Lake for the lakes to achieve the Water Framework Directive environmental objective of "good surface water status". The measures to achieve these goals should consider both reducing the sources of phosphorus and minimizing the surface run-off as the main transport path for phosphorus in the catchment area. Some of the most important measures are modification of fertilizer/manure rate to meet crop demand and soil P status, riparian buffer zones, wetlands and changed time periods for cultivation and applications of fertilizer/manure. According to the water quality analyses and modelling results, an unidentified extensive point source within the water catchment is assumed and need to be taken into consideration within the abatement efforts.

Keywords: The EU Water Framework Directive, Phosphorus, Eutrophication, the Fyris model, Agriculture, Measures.

Sammanfattning

Införandet av EU:s ramdirektiv för vatten har lett till ett förändrat arbetssätt för vattenförvaltningen i Sverige och under 2008 ska åtgärdsprogram för alla vatten som inte uppnår god status upprättas. Två av sjöarna som behöver åtgärdas är Övre och Nedre Milsbosjön i Milsboåns avrinningsområde utanför Borlänge. Dessa sjöar har belastats med höga halter fosfor (P) vilket lett till eutrofiering (övergödning) och en källfördelningsmodellering visar att en stor del av den fosfor som når sjöarna härstammar från jordbruket. Syftet med denna rapport är att ge förslag till åtgärder inom jordbruket för att Övre och Nedre Milsbosjön ska uppnå god status inom arbetet med EU:s Ramdirektiv för vatten.

I arbetet med att hitta effektiva åtgärder redovisas kunskapsläget om Milsboåns avrinningsområde. Lantbrukarna har intervjuats om hur marken brukats under 2005-2007 och dessa uppgifter har sammanställts. Markkartering har utförts och uppmätta fosforhalter i jordbruksbäckar i området har utvärderats. För att bland annat beräkna sjöarnas interna belastning och källfördelning har Fyrismodellen upprättats över området. Utifrån ovan nämnda underlag föreslås slutligen ett antal åtgärder för att minska fosforförlusterna från jordbruksmark till sjöarna.

Beräkningar med Fyrismodellen visar att Övre Milsbosjön belastas med 190 kg P/år och Nedre Milsbosjön med 375 kg P/år. För att sjöarna ska uppnå god status enligt EU:s vattendirektiv behöver tillförseln minska med ca 60 kg P/år till Övre och 220 kg P/år till Nedre sjön. Åtgärderna för att uppnå detta riktar sig till stor del mot att reducera källorna till fosfor eller att minska ytavrinningen som är den dominerande transportvägen för fosfor i området. Några av de viktigare åtgärderna som föreslås är behovsanpassad gödsling, skyddszoner, våtmarker och jordbearbetningsåtgärder. Analyserna indikerade även att det bör finnas en större icke identifierad punktkälla i området vilket bör utredas.

Nyckelord: EU:s Ramdirektiv för vatten, Vattenförvaltningen, Fosfor, Eutrofiering, Fyrismodellen, Jordbruk, Åtgärder.

Innehållsförteckning

| | |
|--|-----------|
| Abstract | 3 |
| Sammanfattning | 4 |
| Inledning | 9 |
| Litteraturstudie | 10 |
| Vattenvårdsarbete i EU | 10 |
| Vattenvårdsarbete i Sverige..... | 10 |
| Vattenplaneringscykeln | 12 |
| Fosfor och dess problematik | 13 |
| Fosfor i marken | 14 |
| Transport av fosfor från åkermark till vatten | 16 |
| Material och metoder | 19 |
| Milsbosjöarna – områdesbeskrivning | 19 |
| Jordartskarta | 21 |
| Markanvändning..... | 22 |
| Delavrinningsområden | 23 |
| Länsstyrelsens uppgifter om Milsbosjöarna | 24 |
| Intervjuer av lantbrukare | 27 |
| Datainsamling | 27 |
| Jordprovtagning | 29 |
| Fyrismodellen | 30 |
| Åtgärder mot fosforförluster i Milsboåns avrinningsområde | 31 |
| Resultat och diskussion | 32 |
| Intervjuer av lantbrukare | 32 |
| Grödfördelning..... | 32 |
| Plöjning..... | 32 |
| Gödsling och skörd | 33 |
| Markkartering och dränering | 33 |
| Lantbrukarnas iakttagelser | 34 |
| Datainsamling | 35 |
| Höjddata - identifiering av riskområden | 35 |
| Markanvändning per delavrinningsområde | 37 |
| Klimatdata | 37 |
| Jordbruksblock och skiftesindelning..... | 38 |

| | |
|--|-----------|
| Enskilda avlopp | 38 |
| Djurtäthet | 38 |
| Markkartering..... | 39 |
| Vattenkemi..... | 40 |
| Jordprovtagning | 42 |
| P-AL..... | 42 |
| Fosforfrigörelse..... | 43 |
| Fyrismodellen - beräkningar | 44 |
| Fosfortransport | 45 |
| Källfördelning..... | 47 |
| Fosforreduktionsbehov | 48 |
| Identifiering av databrister | 48 |
| Åtgärder mot fosforförluster i Milsboåns avrinningsområde | 50 |
| Åtgärder vid källan | 50 |
| Punktkällor..... | 50 |
| Markkartering och växtodlingsplan/behovsanpassad gödsling | 51 |
| Åtgärder för minskning av transporten av fosfor | 53 |
| Val av gröda..... | 53 |
| Fånggröda | 53 |
| Hantering och lagring av stallgödsel | 54 |
| Analys av stallgödsel | 55 |
| Spridningsteknik för stallgödsel..... | 55 |
| Jordbearbetningsåtgärder | 56 |
| Vallbrott..... | 58 |
| Skyddszoner längs vattendrag och sjöar | 58 |
| Bevuxna vattenvägar..... | 60 |
| Våtmarker för minskning av fosforförluster..... | 60 |
| Sammanställning av åtgärder | 62 |
| Avslutande diskussion..... | 63 |
| Slutsatser | 64 |
| Tack..... | 64 |
| Referenser..... | 65 |
| Tryckta källor | 65 |
| Internetkällor | 67 |
| Personliga meddelanden | 67 |

| | |
|---|-----------|
| Bilaga 1. Frågeformulär | 69 |
| Bilaga 2. Källfördelning av fosfor | 72 |

Inledning

Införandet av EU:s Ramdirektiv för vatten (2000) har lett till ett förändrat arbetssätt för vattenförvaltningen i Sverige. Vattenförvaltningsarbetet sker nu i sexårscykler där det långsiktiga målet är att allt vatten ska uppnå god ekologisk och kemisk status. Under 2008 påbörjas en fas där åtgärdsprogram ska upprättas för de vatten som enligt direktivet inte uppnår god status. Till dessa vatten hör Övre och Nedre Milsbosjön 12 km öster om Borlänge och dessa sjöar har Länsstyrelsen Dalarna valt ut som pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogrammet. Nedre Milsbosjön är en av Dalarnas mest eutrofierade sjöar som sedan länge präglats av algbloomningar medan Övre Milsbosjön, som är en uppskattad bad- och fiskesjö, just nu befinner sig på gränsen till att bli eutrofierad. Problematiken för dessa sjöar har sin grund i en allt för hög tillförsel av fosfor vilken framför allt härstammar från jordbruket i området. Syftet med denna rapport var att föreslå åtgärder för att minska denna fosfortillförsel för att på sikt förbättra vattenkvaliteten i sjöarna.

Det går inte att bedriva jordbruk utan att riskera fosforförluster men det finns ett flertal åtgärder som minskar dessa förluster. I första hand bör fosforkällan reduceras, därefter bör transportererna av fosfor till recipienten minimeras. Det är dock en utmaning att hitta effektiva åtgärder eftersom 90 % av förlusterna kan ske från 10 % av arealen och under 1 % av tiden (Ulén, 2005). Därför är det av stor vikt att de åtgärder som sätts in är platsspecifika och fungerar under de tidpunkter när fosforflödena är förhöjda. De måste också fungera mot den dominerande transportmekanismen för fosfor i området. Detta har varit rapportens utgångspunkt.

Rapporten består av en inledande litteraturstudie över vattenvårdsarbetet i EU, en områdesbeskrivning över Milsboåns avrinningsområde samt ett avsnitt om fosfor och dess problematik. Rapporten har sedan fokuserat på tre områden: sammanställning av information om området i form av intervjuer och övrig data som t.ex. jordprovtagning, analyser av fosforproblematiken genom beräkningar med Fyrismodellen samt förslag till åtgärder för att minska fosforbelastningen från jordbruksmark.

Projektet har bedrivits i samarbete mellan boende i Milsboåns avrinningsområde, Länsstyrelsen Dalarna, Borlänge och Sätters kommuner samt Institutionen för Miljöanalys vid SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Litteraturstudie

Vattenvårdsarbete i EU

Vatten är en resurs som saknar gränser och därför är det svårt, för att inte säga omöjligt, att bedriva vattenvårdsarbete inom de administrativa gränser som utgörs av kommuner, län eller länder. Ett exempel är floden Donau vars huvudfåra berör så många som 15 länder på sin väg från källorna till mynningen i Svarta Havet. I ett sådant perspektiv är det lätt att förstå att det krävs samarbete över både nationsgränser och administrativa gränser för att uppnå en bättre status på Europas vatten. Dessutom krävs det i dagsläget stora insatser inom vattenvårdsområdet om inte framtida generationer ska få sänkt levnadsstandard på grund av bristande vattenkvalitet. Dessa båda insikter ligger till grund för skapandet av EU:s Ramdirektiv för vatten.

Med vattendirektivet vill man ta ett helhetsgrepp om Europas vatten och det övergripande syftet är att EU-ländernas vatten senast år 2015 ska ha god status (Naturvårdsverket, 2005). Detta innebär bland annat att vattenkvaliteten överallt ska vara tillfredsställande och att tillgången till vatten i framtiden ska tryggas. Med den nya lagstiftningen ska EU-ländernas vattenvårdsarbete samordnas bättre. Planering och administration sker därför med avrinningsområden som utgångspunkt. Med gemensamma gränsvärden och bästa möjliga teknik ska ett långsiktigt skydd för alla typer av vatten säkerställas. Ytterligare en viktig del i EU:s ramdirektiv för vatten är att vattenvårdsarbetet ska ske över politikområdesgränser (t.ex. involvera både miljö-, jordbruks- och regionalpolitik) och att arbetet ska bedrivas öppet så att medborgarna får insyn i processen och möjlighet att påverka inriktningen av skyddet.

Vattenvårdsarbete i Sverige

Ramdirektivet för vatten har implementerats i svensk lagstiftning via Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och indirekt via Miljöbalken (SFS 1998:808) men även andra dokument påverkar vattenkvalitetsarbetet. Riksdagen har antagit sexton nationella mål som beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt (Miljömålsportalen, 2007). Miljömålen är vägledande vid tillämpning av Ramdirektivet för vatten och syftar bland annat till att värna den biologiska mångfalden, bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga och att trygga en god hushållning med naturresurserna (Miljömålsportalen, 2007).

Detta examensarbete berörs främst av det sjunde nationella miljömålet "Ingen övergödning" och dess delmål 1: Fosfor till vatten. Beskrivningen av delmålet är: "*Fram till år 2010 skall de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat med minst 20 % från 1995 års nivå*". (Naturvårdsverket, 2007a). På uppdrag av Naturvårdsverket har Svenska Miljöemissionsdata (SMED) gjort en uppföljning som visar att den antropogena (människa) bruttobelastningen av fosfor minskat med 14 % från år 1995 till 2005 till sjöar, vattendrag och kustvatten (Ejhed et al., 2007). Därmed bedöms delmålet som möjligt att nå, under förutsättning att fler åtgärder vidtas, särskilt inom jordbrukssektorn (Naturvårdsverket, 2007a). Dock betonas att kunskapen om fosforförlusterna från jordbruket är så bristfälliga att det för närvarande inte går att göra prognoser eller scenarier för framtida förluster.

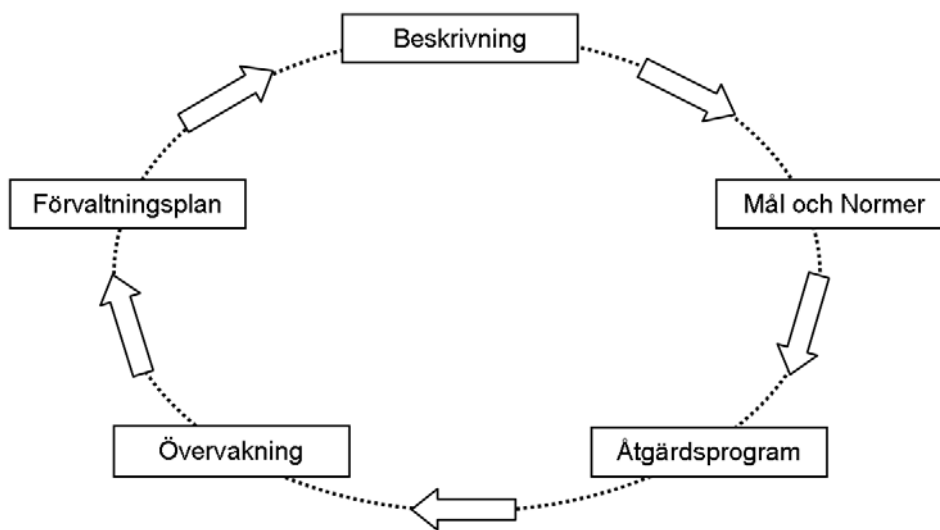
En av huvudprinciperna för de nationella miljömålen är att de måste vara i överensstämmelse med internationella avtal och EU-lagstiftning (Naturvårdsverket, 1999). På detta sätt är implementeringen av EU:s Ramdirektiv för vatten ett verktyg för att uppnå de nationella miljö kvalitetsmålen. En av de stora förändringarna är att vattenvårdsarbete nu ska bedrivas inom definierade naturliga avrinningsområden och inte med utgångspunkt från samhällsliga administrativa gränser (Naturvårdsverket, 2005). Av denna anledning är Sverige sedan 2004 indelat i fem vattenmyndigheter som samordnar det regionala vattenvårdsarbetet. Indelningen har gjorts utifrån avrinningsområdenas samband med bassängerna i omgivande hav – Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet (Naturvårdsverket 2005). I detta arbete studeras Milsboåns avrinningsområde som är beläget 12 km sydost om Borlänge. Avrinningsområdet har sitt utlopp i Dalälven och tillhör därför Bottenhavets vattendistrikt.

Ramdirektivet för vatten har som tidigare nämnts fastställt målet att allt vatten i Europa ska uppnå "god status" senast år 2015. Ett viktigt steg är därför att statusklassa alla vatten. I Sverige utförs detta arbete av respektive länsstyrelse i samarbete med Vattenmyndigheten. Men vad innebär god status? Ett viktigt begrepp i statusklassningen är referensförhållandet som är att betrakta som de naturliga förhållandena för en typ av vatten i ett specifikt område (Naturvårdsverket, 2005). Vattenförekomster (t.ex. en sjö eller en å) ska klassas efter hur mycket de avviker från referensförhållandet. En vattenförekomst som inte avviker från referensförhållandet anses ha hög status, därefter kommer god, måttlig, otillfredsställande och sist dålig status.

För att ett ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) ska uppnå god status krävs att två parametrar är uppfyllda: god ekologisk status och god kemisk status (Naturvårdsverket, 2005). För att uppfylla en god ekologisk status får till exempel vattnets växt- och djurliv samt vattnets vägar och flöden inte uppvisa mer än små avvikelser från vad som betraktas som naturliga förhållanden för den typen av vatten i området. Ett ytvatten med god kemisk status har inte högre halter av prioriterade ämnen (farliga ämnen som t.ex. kadmium och kvicksilver) än vad som gäller enligt vattendirektivet och lever dessutom upp till gällande miljö kvalitetsnormer.

Vattenplaneringscykeln

Arbetet med vattenförvaltningen sker i cykler som löper över sex år. Figur 1 förtydligar vattenplaneringscykeln.



Figur 1. Vattenplaneringscykeln (efter Miljömålsportalen, 2007).

”En bok om svensk vattenförvaltning” (Naturvårdsverket, 2005) beskriver de olika stegen i vattenplaneringscykeln: I ett första steg görs en beskrivning av vattendistriktet. I detta arbete ingår bland annat kartläggning av vattenförekomsterna och fastställning av vad som kan betraktas som vattnets opåverkade tillstånd – dess referensförhållande. Vidare görs en påverkansanalys och en beskrivning av vattenanvändningen ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

I nästa steg: mål och normer, klassificeras vattenförekomsterna i förhållande till det specifika referensförhållandet enligt ovan. Detta arbete avslutade Länsstyrelserna vid årsskiftet 2007/2008.

Med kartläggningen och klassificeringen som bakgrund ska åtgärdsprogram utarbetas för vattenförekomsterna. Åtgärdsprogrammen ska beslutas år 2009 och syftet med detta är att utarbeta en handlingsplan för vattenförekomsten som visar hur t.ex. kommuner och myndigheter ska gå till väga för att uppnå vattenkvalitetskraven till år 2015. Dokumentet kan ses som ett underlag för strategisk planering och blir ett centralt dokument i vattenvårdsarbetet.

Vattenförekomsterna övervakas sedan för fortlöpande bedömning av miljötillståndet. Detta görs bland annat för att verifiera tidigare påverkansanalys och för att se om åtgärder har effekt samt vilka fortsatta åtgärder som krävs.

De kunskaper och resultat som arbetet med vattenförvaltningen leder till sammanfattas i en förvaltningsplan. Denna ska vara ett planeringsunderlag för myndigheter, en rapportering till EU-kommissionen och ett verktyg för kommunikation med allmänheten och intressenter om vatten och vattenvård. Förvaltningsplanerna ska rapporteras 2010 och 2012 ska samtliga åtgärder ha genomförts eller påbörjats enligt åtgärdsprogrammet.

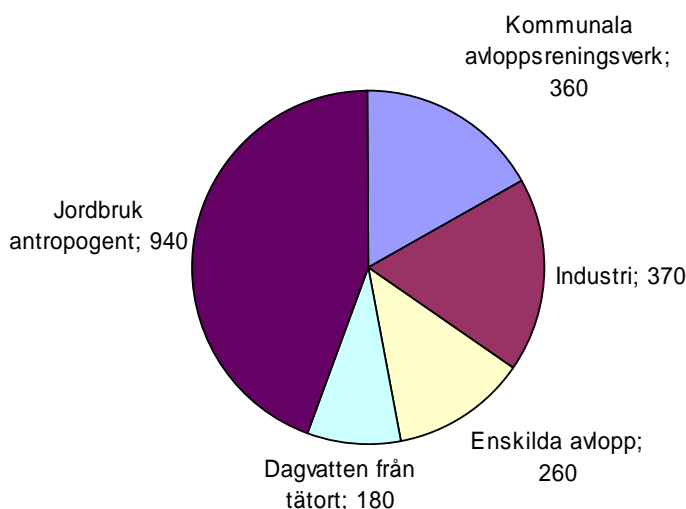
Fosfor och dess problematik

Fosfor är livsviktigt för både växter och djur. Ämnet är en del av ett flertal livsviktiga processer i växter och djur och är bland annat ett essentiellt element i DNA (Brady & Weil, 2002). Hos växter är tillgång till fosfor en förutsättning för att klara de fundamentala processerna fotosyntes, kvävefixering, blomning och mognad (Taiz et al, 2002).

I naturliga ekosystem, som till exempel skogar, återförs den mesta av fosfor som växterna tagit upp genom mineraliseringsprocessen då växten dött. På detta sätt tillgängliggörs fosfor för framtida upptag och bara en liten del av denna fosfor kommer att lämna ekosystemet via avrinning och erosion till vattendrag (Brady & Weil, 2002). I agrikulturella ekosystem lämnar fosfor systemet även då grödor skördas och förs bort. Eftersom endast begränsade kvantiteter stannar i marken genom växtresterna som lämnas kvar tillförs fosfor genom gödningsmedel för att växternas behov ska tillgodoses. Under perioden 1950-1990 var priserna på fosforgödselmedel låga och den ökade användningen av fosforgödselmedel resulterade i en ackumulation av fosfor i agrara områden i de flesta västländer (Djordjic, 2001). De relativt höga halterna av ackumulerad fosfor har gjort att fosforläckaget från jordbruksmark till vatten har ökat (Brady & Weil, 2002).

När onaturligt stora mängder fosfor når sötvatten kan det uppstå problem. Till exempel anses ett treårsmedelvärde av tot-P som överstiger 25 µg/l kunna medföra risk för allvarliga förändringar i ekosystemen i allmänt skyddsvärda sjöar (Naturvårdsverket, 2003). I sötvatten är fosfor vanligtvis det begränsande näringsämnet och en ökad fosfortillförsel kan bland annat leda till minskat siktdjup till följd av en ökad produktion, syrebrist och förändrad artsammansättning - sjön blir eutrofierad (Corell, 1998). En allt för hög fosfortillförsel kan också leda till algbloomning då vattnet färgas grönt av stora mängder cyanobakterier som gynnas av en ökad fosfortillförsel.

Detta problem har även drabbat Östersjön som lider av en allt för hög belastning av näringsämnen (Ulén, 2005). Detta har lett till svåra utbrott av algbloomning. Till viss del har marina forskare varit oense om huruvida det är kväve eller fosfor som styr denna eutrofiering men i rapporten Eutrophication of Swedish Seas (Boesch et al, 2006) redovisar en internationell utvärderingsgrupp en stor enighet kring att fosfortillförseln måste minska för att algbloomningen ska kunna begränsas.

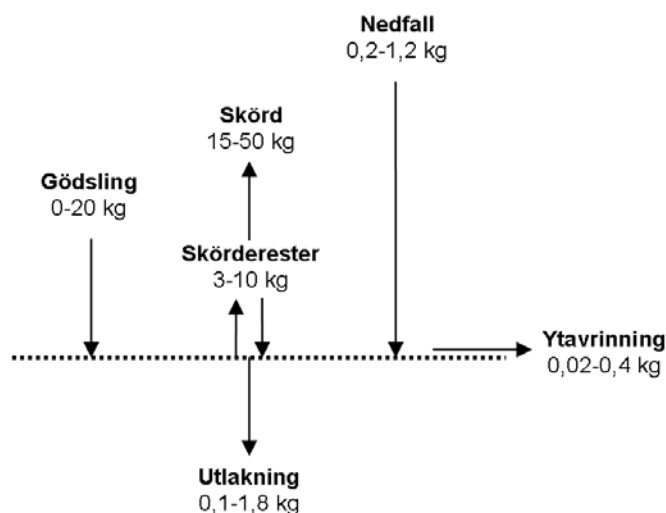


Figur 2. Bruttobelastning av fosfor till ytvatten från antropogena källor år 2005 mätt i ton P/år (från Ejhed et al., 2007). Med antropogent jordbruk menas jordbrukets bidrag minskat med bakgrundsbelastningen.

En beräkning har gjorts av den antropogena (männsliga) belastningen av fosfor till ytvatten, se figur 2 (Ejhed et al., 2007). Fosfortillförseln till Sveriges ytvatten har till en relativt stor del sitt ursprung i punktkällor som kommunala avloppsreningsverk, enskilda avlopp och industrier. Dock beräknas jordbrukets bidrag stå för 940 ton per år vilket motsvarar 44 % av hela den antropogena belastningen. Detta tydliggör vikten av att effektiva åtgärder sätts in mot de diffusa fosforförlusterna från jordbruksmarken för att vattenkvaliteten i Sveriges vatten ska förbättras.

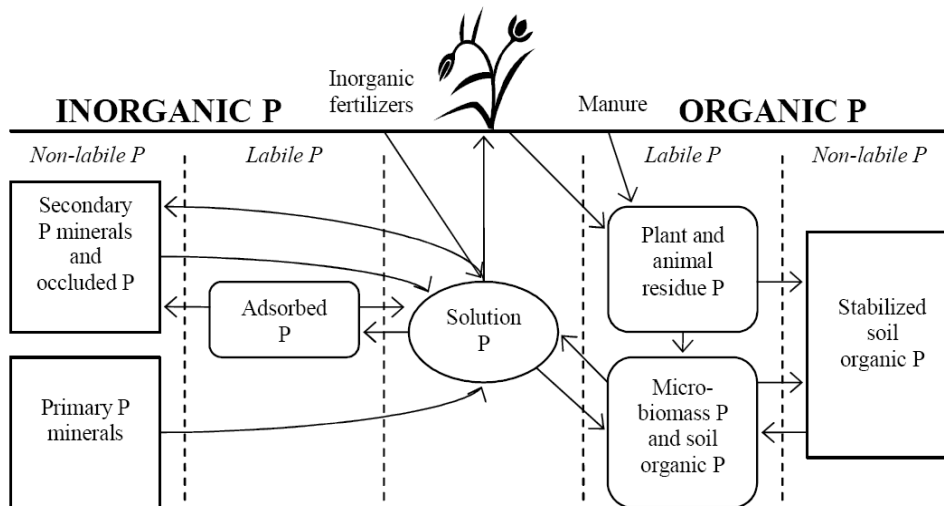
Fosfor i marken

I modernt jordbruk tillförs marken fosfor genom gödsling, nedfall och skörderester medan bortförseln sker genom skörd, utlakning och ytavrinning (Bergström et al, 2007). Figur 3 är en schematisk sammanställning av svenska årsmedelvärden för olika fosforflöden i mark/växsystemet.



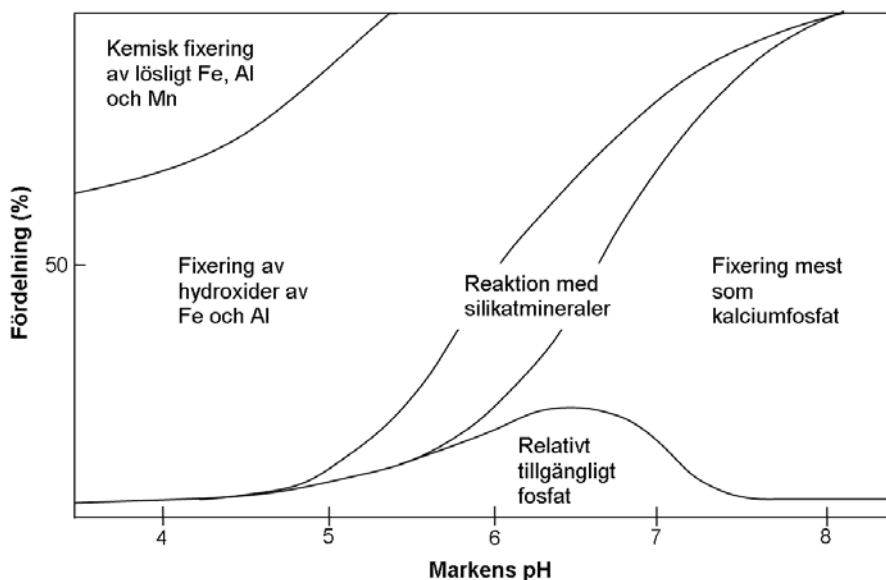
Figur 3. Flöden av P/ha och år till och från mark-/växsystem i Sverige baserade på litteraturuppgifter (Bergström et al., 2007).

Fosfors frigörelse, liksom bindning till markpartiklar, är dynamiska processer som påverkas av många faktorer såsom jordart, markens pH, åtgärder i jordbruket och klimatrelaterade faktorer. Dess bindning i marken är komplicerad och ännu inte helt klarlagd. Dock är det känt att fosfor förekommer i två poler; organisk fosfor och oorganisk fosfor (figur 4).



Figur 4. Fosforcykeln i marken (Börlling, 2003).

Enligt Börlling (2003) är det primära mineralet apatit den ursprungliga källan till fosfor (Primary P minerals). Apatit vittrar på grund av påverkan av H^+ som härstammar från marken, växternas rötter eller mikrober (Djodjic, 2001) och genom vittringsprocessen förvandlas mineralet gradvis till sekundära mineral eller andra organiska eller oorganiska former av fosfor (Börlling, 2003), se figur 4. I sura jordar bildas de sekundära mineralen variscit och strengit som är Al- och Fe-fosfater medan det i alkaliska jordar bildas olika typer av sekundära Ca-fosfater (Eriksson et al, 2005), se figur 5.



Figur 5. Fosfors fördelning i olika former mätt i % vid olika pH (från Brady & Weil, 2002)

I marklösningen (Solution P i figur 4) förekommer fosfor i formerna HPO_4^{2-} och $H_2PO_4^-$ (Eriksson et al, 2005). Dessa joner tas upp, immobiliseras, av både växter och mikroorganismer. Då växter och mikroorganismer dör övergår dessa till en organisk fosforpol, se figur 4, som genom mineraliseringsprocessen åter hamnar i marklösningen (Brady & Weil, 2002).

Det är känt att koncentrationen av fosfor i markvätskan är mycket låg vilket även illustreras av figur 5. Figuren visar att oavsett pH så är det endast en liten del av fosfor som föreligger som löst P. I de flesta jordar är sällan en högre andel än 0,01 % av total-P löst i marklösningen (Brady & Weil, 2002). Detta motsvarar koncentrationer på 0,01-3,0 mg P/l och i många fall är dessa koncentrationer inte tillräckliga för att tillgodose växternas behov av fosfor (Djodjic, 2001). I jordbruksområden tillför man därför ofta fosfor via gödselmedel för att tillgodose grödornas behov. Fosfor är som mest tillgänglig i inom pH-intervallet 5,5-7,5, se figur 5.

I odlade jordar är fosfor ofta ojämnt fördelad med djupet eftersom fosfor hålls starkt bunden i marken och har ringa rörlighet. Gödselstoffet binds i matjorden och eftersom växterna tar upp fosfor även från alven uppstår där en utarmningszon där både löst och bunden fosfor ofta visar sig ha mycket låga värden (Eriksson et al, 2005).

Transport av fosfor från åkermark till vatten

Något som kännetecknar fosforförluster från avrinningsområden är att 90 % av förlusterna kan ske från 10 % av arealen och under 1 % av tiden (Ulén, 2005).

Transporten kan ske i flera olika former; som stora aggregat och organiska föreningar, som fina lerpartiklar och kolloider eller i löst form. Fosforförluster sker i två huvudsakliga former: i löst eller i partikulär form och mobiliseringen av dessa påverkas av kemiska, biologiska och fysikaliska processer (Djodjic, 2001). Med partikulärt P avses både fosfor adsorberad till jordpartiklar och fosfor som finns i organiskt material. Löst P är direkt tillgänglig för växter och organismer medan tillgängligheten för partikulärt P varierar. I vilken form fosfor når recipienten beror på flera faktorer som markens egenskaper, hur marken brukas, hur fosfor transporteras till recipienten och av hydrologiska faktorer (Djodjic, 2001).

De huvudsakliga transportvägarna för fosfor från jordbruksmark till vatten är ytavrinning, makroporflöde och flöde genom jordmaterialet, dvs. kolvflöde (Bergström et al., 2007). I många fall kan flera av transportvägarna vara verksamma samtidigt. Ändå dominerar oftast en av transportvägarna och att identifiera denna väg är viktigt för att kunna avgöra vilka åtgärder som i det aktuella området kan minska fosforförlusterna (Djodjic, 2001).

Ytavrinning

Ytavrinning leder till att jord transporteras till vattendrag och sjöar och med jorden kan stora mängder fosfor transporteras. Ytavrinning förekommer i två former: Hortonsk ytavrinning och mättad ytavrinning. Hortonsk ytavrinning sker när infiltrationskapaciteten överskrids i områden där grundvattenytan ligger under markytan och mättad ytavrinning sker på områden där grundvattenytan når upp till markytan (Grip & Rodhe, 1994). Vanligtvis sker ytavrinning då marken är tjälad och makroporerna är blockerade, vid häftiga regn, eller vid en plogsula där jorden är tät. Ytavrinnande vatten transporterar både löst och partikulärt P (Djodjic, 2001). Denna transportform är intimt förknippad med erosion och erosionshinder åtgärder är ofta effektiva för att minska fosforförluster på grund av ytavrinning.

Jordbruksmarken i Milsboåns avrinningsområde erosionskänslig på grund av den struktursvaga jordarten silt (mo/mjåla) som helt dominerar i odlingslandskapet. Därmed anses ytavrinning vara den dominerande transportvägen för fosfor i området.



Figur 6. Jordbruksbäck i Milsbo vid tiden för snösmältning 2007. (foto: Stöt Ulrika Andersson)

Figur 6 visar tydligt problematiken med erosion i Milsboåns avrinningsområde. Vattnet från den tillrinnande jordbruksbäcken vid provtagningspunkt 25 (figur 11) för med sig stora mängder sediment vilket visar sig i en tydlig avgränsning mellan vattnet från jordbruksbäcken och Milsboån.

Makroporflöde och kolvflöde

I marken finns ett system av makroporer vilka utgörs av sprickor, mask- och rotgångar. Transport av markvätska sker snabbt genom flöde i dessa makroporer eller mycket långsamt med så kallat kolvflöde. Kolvflöde innebär att vatten transporteras i hela porutrymmet mellan markpartiklarna. En jords förmåga att transportera vatten genom kolvflöde beskrivs med Darcy's lag (Ulén, 2005).

Då transporten går genom makroporer utnyttjas bara en mycket liten del av markens hela porutrymme för vattenflödet och detta kan leda till inre erosion där partikulärt P transporteras genom makroporer (Ulén, 2005). Vissa jordar har kontinuerliga makroporer ända ner till dräneringsdjupet vilket kan utgöra en snabb väg för näringsämnen bort från åkern. Via dräneringsledningarna når fosfor sedan snabbt vattendragen utan att transporten dit bjuder på någon fosforretention. I Milsboområdet är endast en mindre andel av jordbruksmarken dränerad och mjälajordar anses inte bilda makroporer i någon större omfattning. Detta stöds även av en undersökning som gjorts på mjälajordar i Mässingsboområdet utanför Hedemora (Andersson, 2003). Försöken visade att det endast förekommer väldigt små förluster av löst P i dräneringsvatten från dessa jordar. Mässingsboåns avrinningsområde ligger ca 25 km sydöst om Milsbo och har precis som Milsbo mjäljarika jordar i ett jordbrukslandskap. Därför bör dessa områden ha liknande förutsättningar.

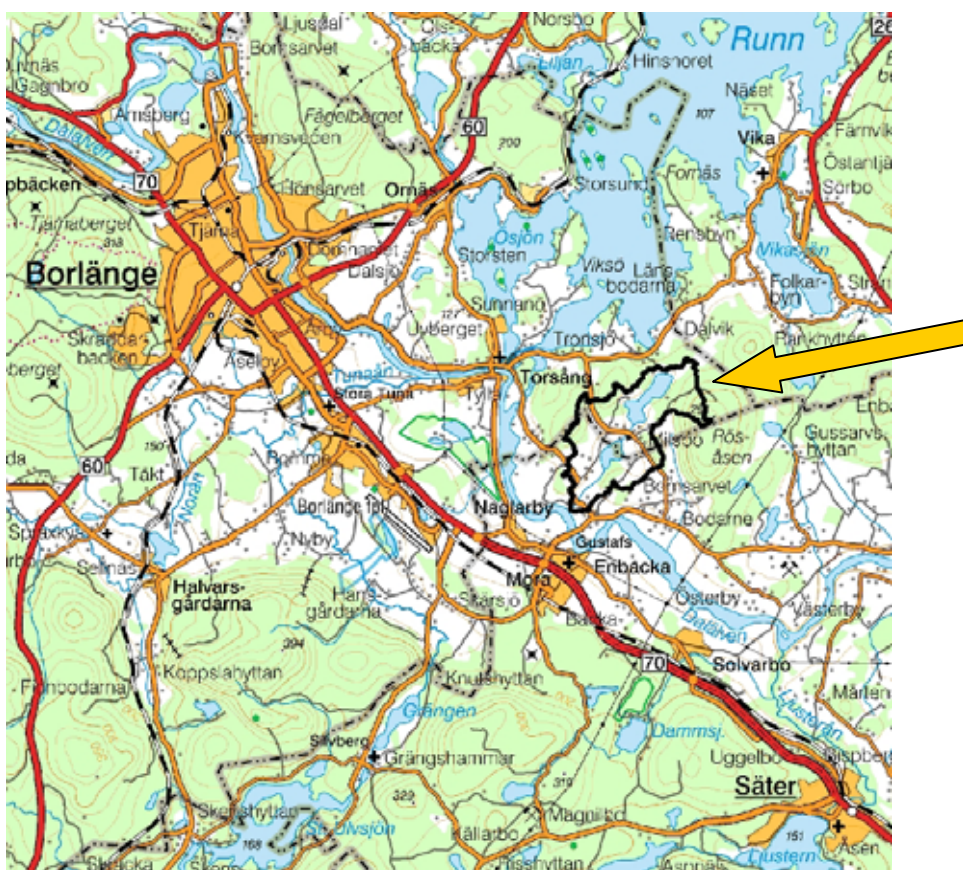
En konstant vattenrörelse genom hela porvolymen i en markprofil kallas kolvflöde (Ulén, 2005). När vattnet långsamt infiltrerar jorden adsorberas löst P till jorden. Det som avgör omfattningen av fosforläckaget via kolvflöde är därför alvens förmåga att binda fosfatfosfor på sin väg genom jordmaterialet (Ulén, 2005). Även om fosforkoncentrationerna i vatten som härstammar från kolvflöde ofta är små (Djodjic, 2001) finns det jordar som är känsliga för denna form av fosforförluster, t.ex. sandjordar som har en låg P-adsorptionskapacitet (Sharpley & Rekolainen, 1997). Eftersom fosforförlusterna genom profilen är låga (Andersson, 2003) kan ett antagande göras att fosforförluster via kolvflöde inte är något större problem i Milsboområdet.

Material och metoder

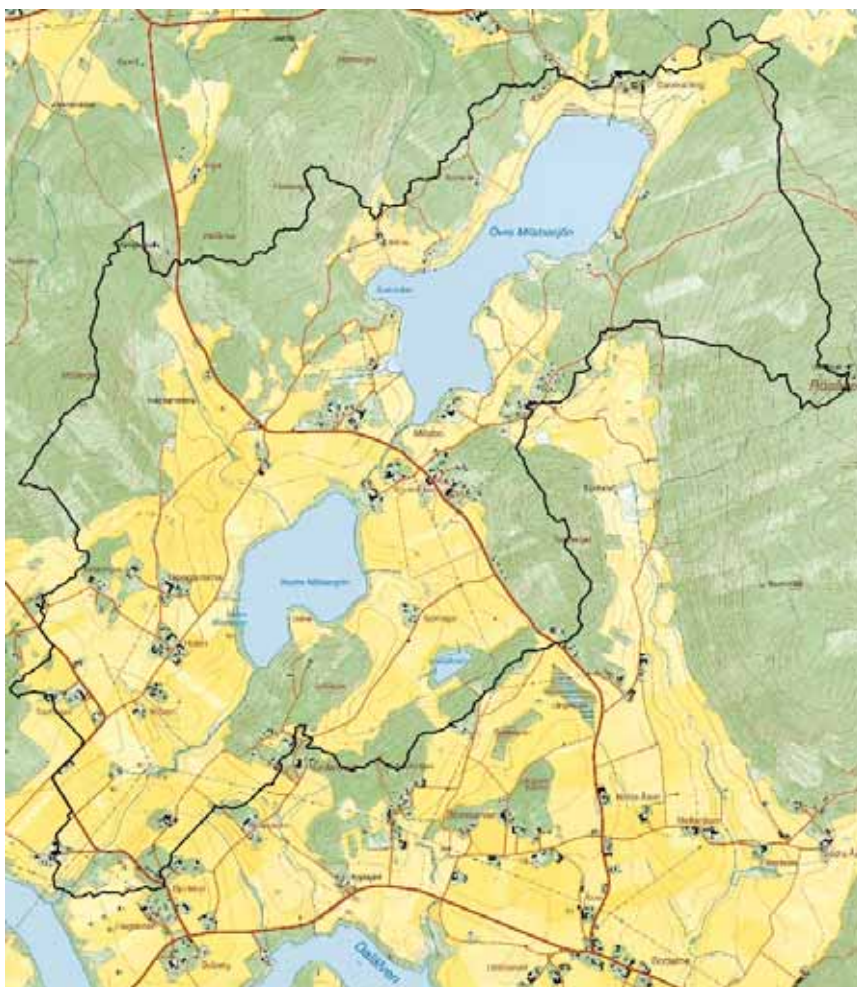
Milsbosjöarna – områdesbeskrivning

Övre och Nedre Milsbosjön är belägna ca 12 km sydost om Borlänge i Dalarnas län och området hör till både Borlänge och Sätters kommuner, se figur 7. Övre Milsbosjön är en uppskattad bad- och fiskesjö till skillnad från Nedre Milsbosjön som är en av Dalarnas läns mest eutrofierade sjöar. Nedre Milsbosjön har under senare år präglats av algbloomning (massproduktion av cyanobakterier som färgat vattnet grönt) och kraftig tillväxt av vattenväxter på grund av eutrofiering vilket gjort vattnet otjänligt för bad. Även Övre Milsbosjön visar tecken på eutrofiering och det finns ett stort intresse hos de boende i området att förbättra eller bevara vattenkvaliteten, särskilt i Övre Milsbosjön.

Nedre Milsbosjön har en yta på 0,35 km². Sjön är relativt grund med ett medeldjup på 3,0 m och ett maxdjup på 7,8 m (Haglund, pers. med. 2007). Övre Milsbosjön är 0,74 km² och är betydligt djupare med ett medeldjup på 6,2 m och ett maxdjup på 18 m.



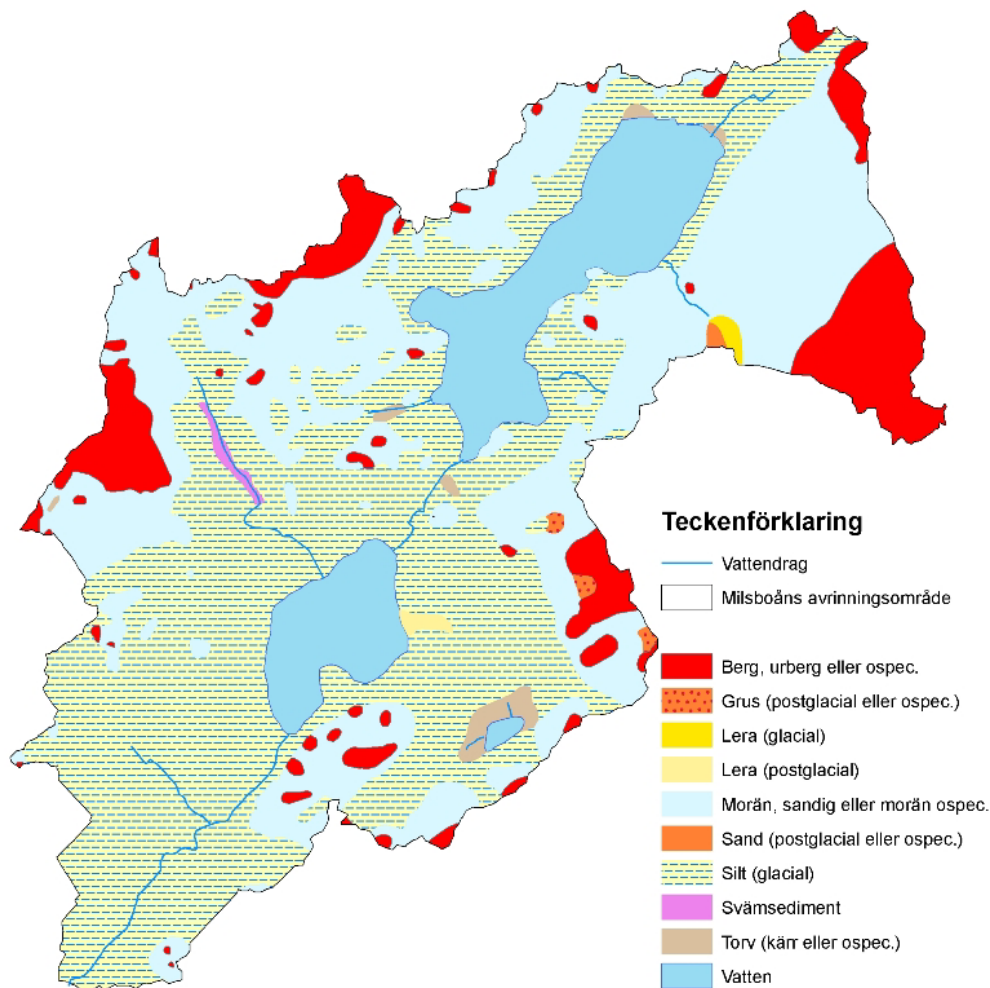
Figur 7. Milsboans avrinningsområde på Lantmäteriets översiktskarta.



Figur 8. Milsboåns avrinningsområde på Lantmäteriets terrängkarta

Milsbosjöarnas avrinningsområde har en area på 9,4 km² och omfattar förutom Övre och Nedre Milsbosjön även Lomtjärnen samt ett antal jordbruksbäckar, se figur 8. Avrinningsområdet har sitt utlopp i Dalälven.

Jordartskarta

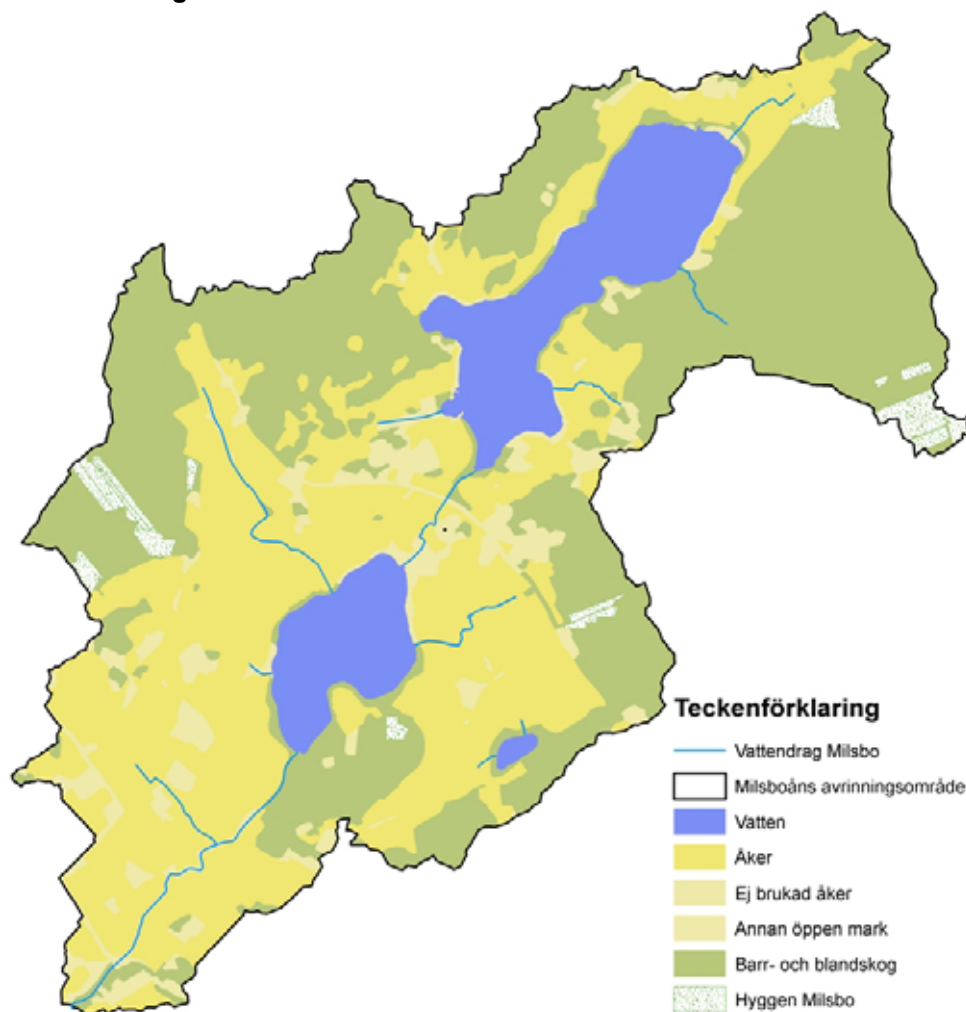


Figur 9. Jordartskarta över Milsboåns avrinningsområde (SGU, 2007).

Milsboåns avrinningsområde ingår i ett stråk av mo-mjälajordar i Dalälvens dalgång i södra Dalarna. Figur 9 visar att jordarna närmast sjöarna består av silt medan utkanterna av avrinningsområdet främst består av morän och berg i dagen. Det förekommer också torv, grus, sand, lera och svåmsediment.

Silt motsvaras av kornstorlekar mellan finmo och finmjåla (0,06-0,002 mm i diameter) och kallas flytjordar på grund av sin låga stabilitet (Eriksson et al, 2005). Siltjordar är relativt ovanliga i Sverige och förekommer, förutom i södra Dalarnas jordbruksområden, även i Norrlands älvdalar under högsta kustlinjen. Silt är en erosionskänslig jordart och denna känslighet har sin grund i att dessa jordar har en stark vattenhållande förmåga med en snabb kapillärtransport av vatten. När en siltjord vattenmättas förlorar den sin hållfasthet eftersom jordpartiklarna varken hålls samman med hjälp av friktionskrafter som i grövre jordarter eller av kohesionskrafter som i mer finkorniga jordarter.

Markanvändning



Figur 10. Markanvändning i Milsbosjöarnas avrinningsområde utifrån fastighetskartan samt Skogsstyrelsens hyggeskikt 2007.

Milsboåns avrinningsområde är starkt präglad av jordbruk men har även stora skogsbestånd, se figur 10 och tabell 1. Landskapet är böljande och skogen växer i huvudsak på moränhöjderna i utkanten av avrinningsområdet medan området närmast sjöarna domineras av jordbruksmark. I tabell 1 sammanfattas fördelningen av olika markanvändning i Milsbosjöarnas avrinningsområde utifrån data från fastighetskartan och Skogsstyrelsen.

Tabell 1: Markanvändning i Milsbosjöarnas avrinningsområde

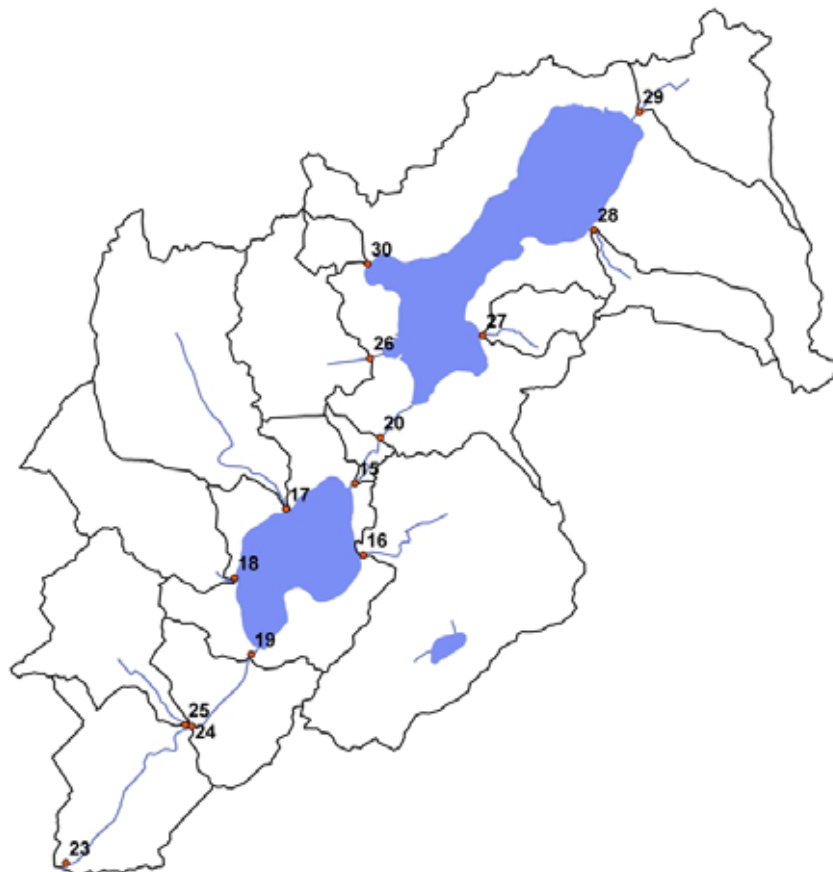
| Markanvändning | Area (ha) | Andel (%) |
|----------------|-----------|-----------|
| Öppen mark | 71,5 | 7,6 |
| Odlad åker | 356,5 | 37,9 |
| Barrskog | 387,2 | 41,1 |
| Hygge | 16,1 | 1,7 |
| Vatten | 110,2 | 11,7 |
| | 941,5 | 100 |

En paleolimnologisk undersökning (undersökning av vattenmiljöns historia) av Nedre Milsbosjön har visat att området sedan 500-talet har en tradition av jordbruk (Rydberg et al, 2006). Idag är jordbruket främst inriktat mot växtodling med vall och det finns stora besättningar av nötkreatur och hästar inom avrinningsområdet.

Den paleolimnologiska undersökningen gjordes för att undersöka hur näringshalten i Nedre Milsbosjön förändrats genom historien (Rydberg et al, 2006). Ur sjöns botten togs en 2,7 m långt sedimentprov. Utifrån detta prov kunde områdets historia under 2500 år studeras genom analyser av bland annat kiselalger, pollen och träkolspartiklar. Resultaten visade att Nedre Milsbosjön från tiden ~500 f Kr till 500 e Kr var en skogssjö och att den mänskliga påverkan var liten. Om sjön hade förblivit en skogssjö uppskattades att halten av total-P idag skulle ha varit 10-20 µg/l. Detta värde skulle kunna kallas det strikt naturliga bakgrundsvärdet. Vid tiden 500 e Kr började jordbruk bedrivas vid sjön och den totala fosforhalten steg då till 25-50 µg/l. Denna nivå hölls fram till 1900-talets mitt. Då började handelsgödsel användas, djur började hållas inhägnade på inägorna och stordrift blev en förutsättning för att ekonomin i jordbruket skulle gå ihop. På grund av denna förändring steg fosforhalten i Nedre Milsbosjön markant och under 2000-talet har halterna legat kring 100 µg/l (Rydberg et al., 2006).

Delavrinningsområden

Milsboåns avrinningsområde har delats upp i delavrinningsområden utifrån de provtagningspunkter som valts för att fånga fosforförlusternas rumsliga variation (figur 11). Varje delavrinningsområde är numrerat efter den provtagningspunkt som utgör områdets utlopp.



Figur 11. Provtagningspunkter och delavrinningsområden i Milsboåns avrinningsområde.

Vid läsning av resultat- och diskussionsdelen är det viktigt att läsaren är medveten om skillnaden mellan Nedre Milsbosjöns avrinningsområde och Milsboåns avrinningsområde. Fokus har skiftat mellan dessa områden under arbetets gång och det som skiljer de båda avrinningsområdena är dess utbredning. Milsboåns avrinningsområde innefattar hela området ner till provtagningspunkt 23, Milsboåns utlopp i Dalälven (9,4 km²). Nedre Milsbosjöns avrinningsområde utgår från provpunkt 19 (8,0 km²) och saknar därför delavrinningsområdena 23, 24 och 25 (se figur 11). Pilotprojekt Milsbosjöarna berör hela det stora avrinningsområdet medan arbetet med att sammanställa intervjuerna i en databas fokuserades på Nedre Milsbosjöns avrinningsområde. Detta gjordes av två anledningar: dels för att Nedre Milsbosjöns avrinningsområde svarar för tillrinningen till de båda sjöarna som är objekten för detta examensarbete och dels för att begränsa mängden information som behövde samlas in.

Länsstyrelsens uppgifter om Milsbosjöarna

Genom mätningar av näringshalter i sjöarna, syreförhållanden samt studier av växt- och djurliv har Länsstyrelsen Dalarna gjort en statusbedömning av Milsbosjöarna enligt arbetet med EU:s Ramdirektiv för vatten (Länsstyrelsen Dalarna, 2007). Mätningar för detta arbete har utförts under 2005-2007. Studierna visar att näringshalterna ökat i takt med intensifieringen av jordbruket för att minska något under senare år. Totalfosforhalter på 16-31 µg/l har uppmätts i Övre Milsbosjön medan halterna i Nedre Milsbosjön har fluktuerat mellan 50-144 µg/l.

Främst Nedre, men även Övre Milsbosjön, präglas periodvis av syrebrist som en följd av eutrofieringen (Länsstyrelsen Dalarna, 2007). Även växt- och djurliv visar att sjöarna är påverkade av eutrofiering. I båda sjöarna förekommer dominerande arter av cyanobakterier som kan orsaka algbloomning och vegetationen visar att arter som trivs i näringsrika miljöer har gynnats, t.ex. hornsärv och vattenpest. Provtagning av bottenlevande djur samt provfiske har utförts men dessa prover är i skrivande stund inte analyserade.

För att bestämma referensförhållanden för sjöarna har Länsstyrelsen Dalarna använt sig av den paleolimnologiska undersökningen, av beräkningar enligt bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2007b) samt av en modell som utvecklats på Länsstyrelsen Dalarna utifrån mätvärden från ett antal regionala slättlandssjöar tagna på 30-talet. Referensvärdet för Nedre Milsbosjön är följande:

- Naturvårdsverkets bedömningsgrunder: 8,1 µg tot-P/l
- Modell "regionala slättlandssjöar": 17,9 µg tot-P/l
- Paleolimnologiskt referensvärde: 20 µg tot-P/l

Referensvärden för Övre Milsbosjön:

- Naturvårdsverkets bedömningsgrunder: 7,0 µg tot-P/l
- Modell regionala slättlandssjöar: 13,4 µg tot-P/l

Vid en jämförelse mellan referensvärdet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och referensvärdena som framkommit genom historiska mätningar samt via den paleolimnologiska undersökningen i Nedre Milsbosjön är det tydligt att Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är mycket stramt satta. Därför pågår diskussioner om vilken fosforhalt som genom åtgärder ska uppnås i sjöarna.

Tabell 2. Statusbedömning av Övre Milsbosjön (efter Länsstyrelsen Dalarna, 2007). "Hist" visar bedömningen utifrån det historiska referensvärdet och "BG" visar bedömningen grundat på beräkningar utifrån bedömningsgrunderna.

| Kvalitetsfaktor | Statusbedömning | | | | |
|-----------------------------|-----------------|------|---------|----------|-------|
| | Hög | God | Måttlig | Otillfr. | Dålig |
| Sammanvägd kemisk status | | hist | BG | | |
| Sammanvägd ekologisk status | | | | | |
| Status | | | | | |

Tabell 3. Statusbedömning av Nedre Milsbosjön (efter Länsstyrelsen Dalarna, 2007)

| Kvalitetsfaktor | Statusbedömning | | | | |
|-----------------------------|-----------------|-----|---------|----------|-------|
| | Hög | God | Måttlig | Otillfr. | Dålig |
| Sammanvägd kemisk status | | | | | |
| Sammanvägd ekologisk status | | | | | |
| Status | | | | | |

Den kvalitetsfaktor som visar sämst resultat är den som avgör vattnets status (Naturvårdsverket, 2005). Vad gäller Milsbosjöarna gjordes enligt tabellerna 2 och 3 bedömningen att Nedre Milsbosjön har dålig status medan Övre Milsbosjön har otillfredsställande status. I Nedre Milsbosjön var det både de kemiska och de ekologiska kvalitetsfaktorerna som fällde avgörandet medan det i Övre Milsbosjön var de ekologiska kvalitetsfaktorerna som avgjorde bedömningen. Med detta som grund gjordes antagandet att även om Övre Milsbosjön inte är så illa därän idag så är den antagligen på väg mot en sämre status. Detta medför att det krävs åtgärder för att förbättra båda sjöarnas tillstånd.

Påverkansanalys

Länsstyrelsen Dalarna har vid en rad tillfällen under 2005-2007 gjort kemiska provtagningar av inloppen till Milsbosjöarna. Dessa har legat till grund för en påverkansanalys där fosforbelastningen till Övre och Nedre Milsbosjön beräknats. Vid dessa beräkningar var arbetsgången följande (Carlsson, pers. med. 2008): Flödet från det PLC-5 område där Milsbosjöarna ingår (område 53-052) har använts. PLC-5 områden (Pollution Load Compilation 5) är avrinningsområden av en viss storlek som utgör grunden för beskrivningen av föroreningsbelastningen för Östersjön enligt Helsingforskommissionen. Flödet (l/s) i PLC-5 området har räknats om till enheten m³/ha och på detta sätt kunde årsflödet i varje delavrinningsområde beräknas utifrån områdets area. Årsflödet multiplicerades med medianvärdet av de uppmätta

fosforhalterna från provtagningspunkten i det aktuella delavrinningsområdet. Därmed kunde årsbelastningen av fosfor (kg P/år) från varje delavrinningsområde beräknas.

Enligt ovan nämnda arbetsgång beräknades fosforbelastningen till 117 kg P/år respektive 357 kg P/år i Övre och Nedre Milsbosjön (Länsstyrelsen Dalarna, 2007). Länsstyrelsen uppskattar att jordbruket står för en stor del av denna belastning men även skog, hyggen, våtmarker, öppen mark, enskilda avlopp samt deposition ingår i beräkningarna. I Nedre Milsbosjön beräknas så mycket som 78 % av fosforbelastningen härstamma från jordbruket medan jordbrukets bidrag till fosforbelastningen i Övre Milsbosjön beräknas till 59 %. Detta förklaras med att avrinningsområdet till Nedre Milsbosjön består av en större andel jordbruksmark än i fallet med Övre Milsbosjön. Fosforbelastningen från enskilda avlopp beräknas till 9 % av belastningen på Nedre Milsbosjön och 18 % av belastningen på Övre Milsbosjön. Dessa värden jämförs senare med beräkningar som utförts med Fyrismodellen.

En osäkerhetsfaktor i Länsstyrelsens beräkningar är att PLC-5 områdets flöde har använts. Storleken på detta område är ca 70 km² och eftersom skillnader i nederbörd kan vara betydande på lokal nivå kan sådana beräkningar över ett så pass litet område som Milsboåns avrinningsområde (9,4 km²) slå fel. Antalet mätningar av fosforhalten i utloppsvattnet från olika delavrinningsområden har skiftat från 2-5 prover. Fler mätvärden skulle vara önskvärt för att få ett representativt medianvärde och minska osäkerheten i beräkningarna.

Fosforreduktionsbehov

För att uppnå målet god status i Milsbosjöarna konstaterar Länsstyrelsen Dalarna (2007) att näringstillförseln från enskilda avlopp och från jordbruket måste minska. Som tidigare nämnts pågår diskussioner om var referensnivåerna bör ligga. I tabell 4 sammanfattas reduktionsbehovet utifrån de olika referensvärden som beräknats. För att beräkna gränsvärden för god status dubblerades referensvärdena enligt Naturvårdsverkets instruktioner för beräkningar av reduktionsbehovet (Naturvårdsverket, 2007b).

Beräkningarna av reduktionsbehovet har utförts enligt formeln

Tillförsel till sjön + Internbelastning – Retention = Sjöns fosforhalt.

Samtliga parametrar i formeln har enheten kg/år. Sjöarnas fosforhalt har räknats om från µg/l till kg/år genom multiplikation med medelflödet från det PLC-5 område där Milsboåns avrinningsområde ingår.

Tabell 4. Reduktionsbehov av fosfor (Länsstyrelsen Dalarna, 2007 och Haglund, pers. med. 2008).

| | Övre Milsbosjön | | Nedre Milsbosjön | |
|------------------------------------|------------------------|------------------------------|-------------------------|------------------------------|
| | Gränsvärde (µg P/l) | Reduktionsbehov (kg P/år) | Gränsvärde (µg P/l) | Reduktionsbehov (kg P/år) |
| Bedömningsgrunder | 14 | 7 | 16,2 | 245 |
| Modell "regionala slättlandssjöar" | 26,8 | 0 | 35,8 | 206 |
| Paleolimnologi | - | - | 40 | 197 |

En minskad fosfortillförsel enligt Länsstyrelsens modell "regionala slättlandssjöar" anses vara ett rimligt mål (Haglund, pers. med. 2008). Detta innebär ett reduktionsbehov på ca

210 kg i Nedre Milsbosjön men däremot inget reduktionsbehov för Övre Milsbosjön. Dock har Övre Milsbosjön otillfredsställande status med avseende på ekologisk status och eftersom de boende är intresserade av att förbättra eller bevara vattenkvaliteten i sjön bör åtgärder vidtas för att minska näringstillförseln.

Sammanfattningsvis visar Länsstyrelsens analyser att Milsbosjöarna belastas med för mycket fosfor vilket leder till eutrofiering. Åtgärder mot fosforförluster från mark till vatten är därför en nyckel till förbättring av sjöarnas status. För att sätta in effektiva åtgärder krävs utökad kunskap om Milsboans avrinningsområde och om fosfor och dess problematik.

Intervjuer av lantbrukare

Under juni – september 2007 intervjuades de 15 lantbrukare som har åkermark inom Nedre Milsbosjöns avrinningsområde. Det frågeformulär som användes vid intervjuerna återfinns i bilaga 1. Huvuddelen av intervjuerna gjordes av Martin Henriksson, Länsstyrelsen Dalarna, resterande gjordes av författaren till denna rapport. Uppgifter som rör odlingsåren 2005-2007 samlades in och följande uppgifter efterfrågades:

- Gröda och skörd. Tidpunkter för åtgärderna samt skördarnas storlek.
- Jordbearbetningsåtgärder som plöjning och harvning samt tidpunkt för detta. Även körriktningen i fältet efterfrågades.
- Gödsling. Stall- och handelsgödselgivor samt tidpunkter för spridning.
- Dränering
- Markkarteringsuppgifter
- Brukarens erfarenheter vad gäller förekomst av ytavrinning, erosion, sedimentation och stående vatten på åkermarken.

En databas upprättades över informationen som framkommit genom intervjuerna och det huvudsakliga syftet med detta var att förfinna och kvalitetssäkra befintliga data samt att få skiftesspecifika odlingsuppgifter. Insamlad data har bland annat använts som bakgrundsmaterial inför rekommendationer av åtgärder i Milsbo och till indata i Fyrismodellen. Fyrismodellen beskrivs i ett senare kapitel.

Datainsamling

Höjddata

Under våren 2007 gjordes en höjdsättning av Milsboområdet. Tidigare höjddata med en upplösning på 50 x 50 meter ersattes med en pixelstorlek på 5 x 5 m vilket innebar en mycket noggrann rumslig upplösning. Dessa data har använts för att skapa avrinningsområdesgränser med större noggrannhet och för att identifiera riskområden för erosion (Djodjic, 2008). En modell för erosion och en modell för ackumulerat flöde användes för identifikationen av riskområden och resultaten från dessa modeller lag senare till grund för rekommendationer av några åtgärder.

Markanvändning

Markanvändningskartan (2007) samt skogsstyrelsens hyggeskikt (2007) användes för att beräkna markanvändningen per delavrinningsområde. Detta användes bland annat som indata till Fyrismodellen.

Klimatdata

Klimatdata från Milsbo och från klimatstationen vid Dala Airport i Borlänge (ca 7 km sydväst om Milsbo) har använts för att skapa en flödesmodell för området som ligger till grund för användandet av Fyrismodellen (Djodjic, 2008). Till exempel användes uppgifter om temperatur, nederbörd och snödjup.

Jordbruksblock och skiftesindelning

Jordbruksblockens arealer 2007 har erhållits från databasen för EU-stödansökningar, IAKS (Integrerat Administrativt Kontroll System). Då blockindelningen är relativt grov har information om skiftesindelning inom jordbruksblocken inhämtats från stödansökningar samt från intervjuer med lantbrukare i området. Dessa data digitaliserades i dataprogrammet ArcGIS.

Enskilda avlopp

De enskilda avloppen i området har inventerats av Borlänge och Sätters kommuner och resultatet från inventeringen har använts som indata i Fyrismodellen. Därefter har fosforförlusterna från de enskilda avloppen beräknats med Fyrismodellen.

Djurtäthet

För att få en uppfattning om mängden stallgödsel som är i omlopp i Milsboområdet har uppgifter om djurtäthet samlats in och analyserats.

Markkartering

För att kartlägga ett avrinningsområde och bedöma den rumsliga variationen i fosforförluster behövs omfattande markprovtagning. Uppgifter från tidigare markkarteringar utförda på 1960-1980-talet låg till grund för en bedömning av skiftenas fosforklasser. Dock krävdes ytterligare jordprovtagning för att verifiera de gamla uppgifterna.

Vattenkemiprover

Länsstyrelsen Dalarna har tagit vattenkemiprover i in- och utlopp till sjöarna vid sammanlagt åtta tillfällen under 2005-2007. Vattenkvalitetsprover har tagits i både sjöar och vattendrag under både höga och låga flöden samt före och efter cirkulation av vattnet i sjöarna. Sammanlagt finns ett 40-tal mätvärden att tillgå från de 14 provtagningspunkterna (figur 11). Dock har inte alla provtagningspunkter kunnat provtas

vid samtliga tillfällen bland annat på grund av för låga flöden. Insamlad data har använts till ett flertal olika syften. I denna rapport har uppmätta värden av total-P och löst P analyserats. Resultat från provtagningarna har även använts som indata i Fyrismodellen samt vid Länsstyrelsens arbete med statusklassning av Övre och Nedre Milsbosjön.

Jordprovtagning

För att öka kunskapen om marken i Milsboåns avrinningsområde utfördes under september-oktober 2007 jordprovtagning i ett 130-tal punkter i Milsboåns avrinningsområde.



Figur 12. Vid några av provtagningspunkterna bjöds det på extra fint sällskap (Foto: Björn Nylander).

Proverna togs i matjorden på djupet 0-20 cm med markkarteringsborr, se figur 12. Provtagningen utfördes av Faruk Djodjic, Björn Nylander (Mule konsult) och författaren till denna rapport. Följande parametrar analyserades:

- pH
- P-AL
- P-HCl
- P-CaCl₂
- Fe- Al-oxalat
- Suspenderat material

Markens pH är en av faktorerna som avgör i vilken form fosfor fastläggs i marken. I sura jordar bildas som tidigare nämnts Al- och Fe-fosfater medan det i alkaliska jordar bildas olika typer av Ca-fosfater. Kännedom om markens pH bidrar på så sätt till en förståelse av markens förutsättningar för P-bindning.

P-AL (Egnér et al., 1960) ger ett ungefärligt mått på markens innehåll av växttillgänglig fosfor. P-AL mäts i mg P/100 g lufttorr jord och grupperas i klasser från I-V. Klass III motsvarar den rekommenderade fosforstatusen vid spannmålsdominerad växtföljd (Jordbruksverket, 2006). Som tidigare nämnts fanns en del värden från tidigare provtagningar att tillgå och för att verifiera dessa samt för att undersöka områden där underlag saknades togs ett 130-tal nya prover under hösten 2007.

Extraktion med saltsyra (HCl) (Kungliga Lantbruksstyrelsen, 1965) ger ett mått på markens fosforförråd, dvs. den fosfor som kan bli tillgänglig inom de närmaste åren och mäts i mg P/100 g lufttorr jord. Denna analys gjordes på samtliga jordprover.

Extraktion med kalciumklorid (CaCl₂) (Quirk & Schofield, 1955) används ofta för att härma markvätska eller halter i utlakningsvatten (Hesketh & Brookes, 2000) och ger därför en uppskattning av den mängd fosfor som föreligger i löst form i marken. Denna analys gjordes på ett urval av jordproven ovan (ca 60 st) och mäts i mg P/kg torr jord.

Järn- och aluminiumoxalat (Schwertmann, 1964) är analyser som visar markens P-bindningsförmåga. I kombination med P-AL värden kan även P-mättnadsgraden beräknas vilket kan användas för att uppskatta risken för förluster av löst P. Denna analys gjordes på samtliga jordprover från P-AL provtagningen och mäts i mg P/kg lufttorr jord.

Eftersom främst analyserna av P-AL och P-CaCl₂ var av relevans för denna rapport redovisas endast dessa resultat. För övriga resultat hänvisas till Djodjic (2008).

Fyrismodellen

Fyrismodellen är en dynamisk modell som ursprungligen utvecklades för beräkningar av källfördelning av kväve- och fosfortransporter i Fyrisåns avrinningsområde (Kvarnäs, 1996). Modellen har sedan vidareutvecklats på Institutionen för miljöanalys vid SLU genom applikation på ett flertal andra avrinningsområden som t.ex. Storsjön, Vättern och Göta Älv (Hansson et al., 2006). I denna rapport tillämpades en veckobaserad Fyrismodell för beräkningar av intern belastning, retention, transport och källfördelning av fosfor under ett år i Milsboåns avrinningsområde. Beräkningar gjordes från lågflöde till lågflöde och för detta användes data från v. 29 2006 till v. 28 2007. En indata-fil skapades med uppgifter om bland annat

- Sjöarnas och delavrinningsområdenas areor
- Markanvändning per delavrinningsområde
- Sjöarnas initiala fosforkoncentrationer
- Punktkällor som t.ex. enskilda avlopp
- Klimatuppgifter
- Flödesberäkningar utförda med FyrisQ (Djodjic, 2008)
- Typhalter

Typhalterna anger specifika fosforkoncentrationer (mg P/l) i avrinningsvattnet från olika markanvändningar (Hansson et al., 2006). De kan baseras på årstid (avrinning från t.ex. skog och hyggen) eller baseras på delavrinningsområdets specifika förutsättningar (avrinning från åkermark och betesmark). Till exempel tas hänsyn till jordart, gröda, P-klass och lutningsklass vid beräkning av typhalten för jordbruksmark från ett

delavrinningsområde. Dessa typhalter är framtagna med en fältmodell (ICECREAM) och är normaliserade för väderförhållanden (Ejhed et al, 2007).

Åtgärder mot fosforförluster i Milsboåns avrinningsområde

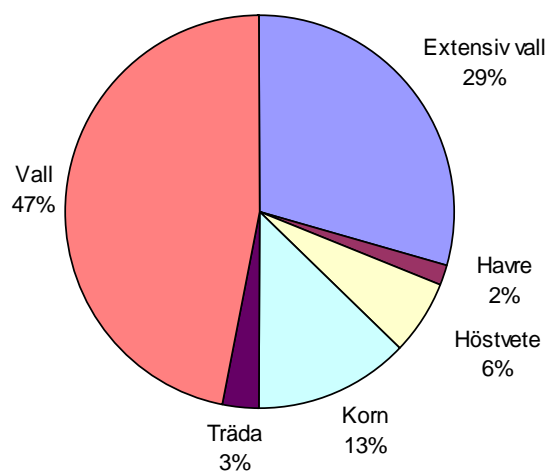
Utifrån litteraturstudier, mätdata och övriga resultat samt utifrån erfarenheter från Milsboåns avrinningsområde diskuteras en rad åtgärder för att minska fosforförlusterna från jordbruksmark till vatten.

Resultat och diskussion

Intervjuer av lantbrukare

Grödfördelning

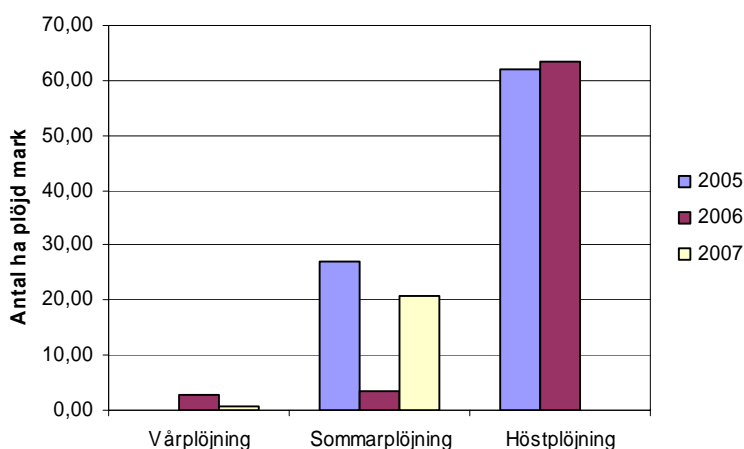
Nedre Milsbosjöns avrinningsområde består av 271 ha jordbruksmark. Vall är den dominerande grödan som utgör så mycket som 47 % av den odlade arealen, se figur 13. Även extensiv vall utgör en stor andel med 29 % av arealen. Milsboområdets höga djurtäthet av mjölkkor, köttjur och hästar förklarar den stora andelen av vall och extensiv vall (vall som betas). I mindre skala odlas korn, höstvetete och havre. En mindre del av arealen ligger i träda.



Figur 13. Fördelningen av grödor i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde 2005-2007.

Plöjning

I snitt plöjdes 33 respektive 26 % av åkerarealen i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde under odlingsåren 2005 och 2006. På grund av att odlingsåren inte var avslutade vid intervjuerna saknas heltäckande information om höstplöjningen 2007 och tas därför inte med i beräkningarna.



Figur 14. Antal hektar plöjd mark i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde i förhållande till år och årstid. Uppgifter om höstplöjningen 2007 saknas.

Figur 14 visar att höstplöjning är klart dominerande i området. Vårplöjning förekommer endast i marginell omfattning. Höstplöjningen skedde under september eller oktober och vårplöjningen skedde i maj. Plöjning under sommarmånaderna förekom vid brytning av vall under juli månad. Ingen av lantbrukarna har uppgett att halm/blast lämnats kvar på fältet efter skörd.

Gödsling och skörd

I Milsbosjöns avrinningsområde gödslar man med både handelsgödsel och stallgödsel och generellt sett uppges en mycket sparsam fosforgödsling. På de skiften där handelsgödsel spreds var gödseln ofta av en sort som inte innehåller fosfor, tex Axan eller N27, men på de skiften där det applicerades handelsgödselmedel med fosfor (i snitt 35 ha/år) tillfördes i medeltal 12 kg P/ha. Tidpunkten för gödsling med handelsgödsel varierade från maj till början av juni.

Stallgödseln som spreds i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde var främst av typen flytgödsel från nöt. Av totalt 357 ha odlad åker (tabell 1) uppgavs att knappt 100 ha gödslas med flytgödsel varje år. Generellt uppgavs en gödsling på 25 ton/ha. Då 10 ton flytgödsel har en ungefärlig verkan av 6 kg P/ha (Jordbruksverket, 2006) motsvarar 25 ton flytgödsel/ha en fosforgödsling på ungefär 15 kg P/ha. Ett fåtal lantbrukare uppgav att gödseln myllas ned efter spridning. Tidpunkten för gödslingen varierade från maj till slutet av september.

Eftersom uppgifterna om mängden stallgödsel som spreds i ett antal fall var oklara är det svårt att dra några slutsatser om mängden fosfor som applicerades via stallgödseln. Även kring skördarnas storlek lämnades i ett flertal fall knapphändiga uppgifter. Av denna anledning härstammar uppgifterna om skörd (tabell 5) både från intervjuer och från Statistiska Centralbyrån (SCB). De uppgifter om skörd som hämtats från SCB avser normskörden för Dalarna och med normskörd menas den skörd man kan förvänta sig under normala väderbetingelser.

Tabell 5. Uppgifter om skörd i Dalarna och i Milsboåns avrinningsområde (intervjuer och SCB, 2005).

| | Intervjuer Skörd (ton/ha) | SCB Skörd (ton/ha) |
|------------------|--|-------------------------------------|
| Havre | - | 3,3 |
| Höstvete | 5,0 | 3,5 |
| Korn | 3,3 | 3,3 |
| Vall (3 skördar) | 7 | - |

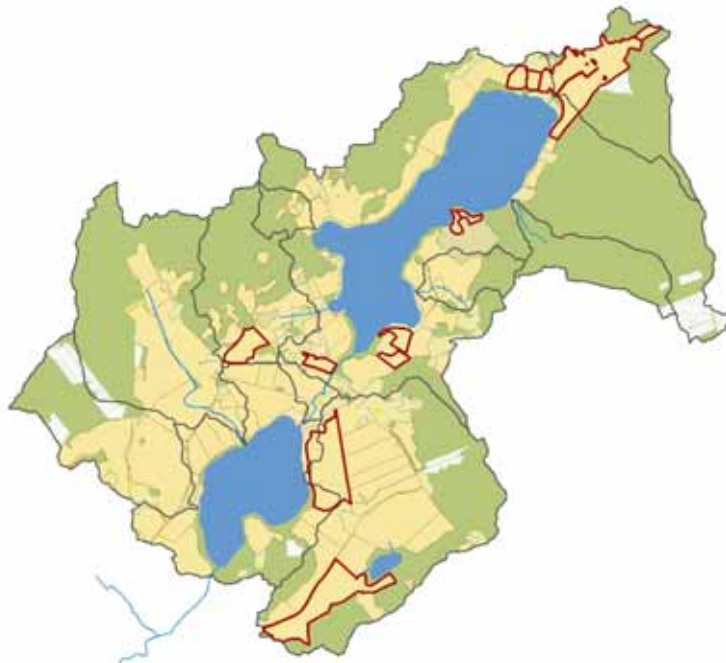
Markkartering och dränering

Endast ett fåtal lantbrukare har uppgett jordart för sina skiften. I de fall det förekommit har mjåla eller mjålig lättlera uppgetts. Två lantbrukare har uppgett värden för P-AL. I dessa fall ligger P-AL klassen på III-IV.

Runt Övre Milsbosjön förekommer inte täckdikning medan 61 % av åkerarealen runt Nedre Milsbosjön är täckdikad. Detta stärks av markavvattningskartor från tidigare tillståndsansökningar på Länsstyrelsen Dalarna. I området förekommer också ett antal diken och jordbruksbäckar, se figur 10.

Lantbrukarnas iakttagelser

Iakttagelser av ytavrinning, erosion, stående vatten och sedimentation har gjorts på ett flertal skiften i Milsboområdet. Detta förekommer i perioder av ihållande regn och under snösmältningen. Enligt lantbrukarna förekommer ytavrinning på ett 10-tal skiften vilka är belägna kring båda sjöarna, se figur 15



Figur 15. Skiften där lantbrukarna iakttagit ytavrinning markerade med rött



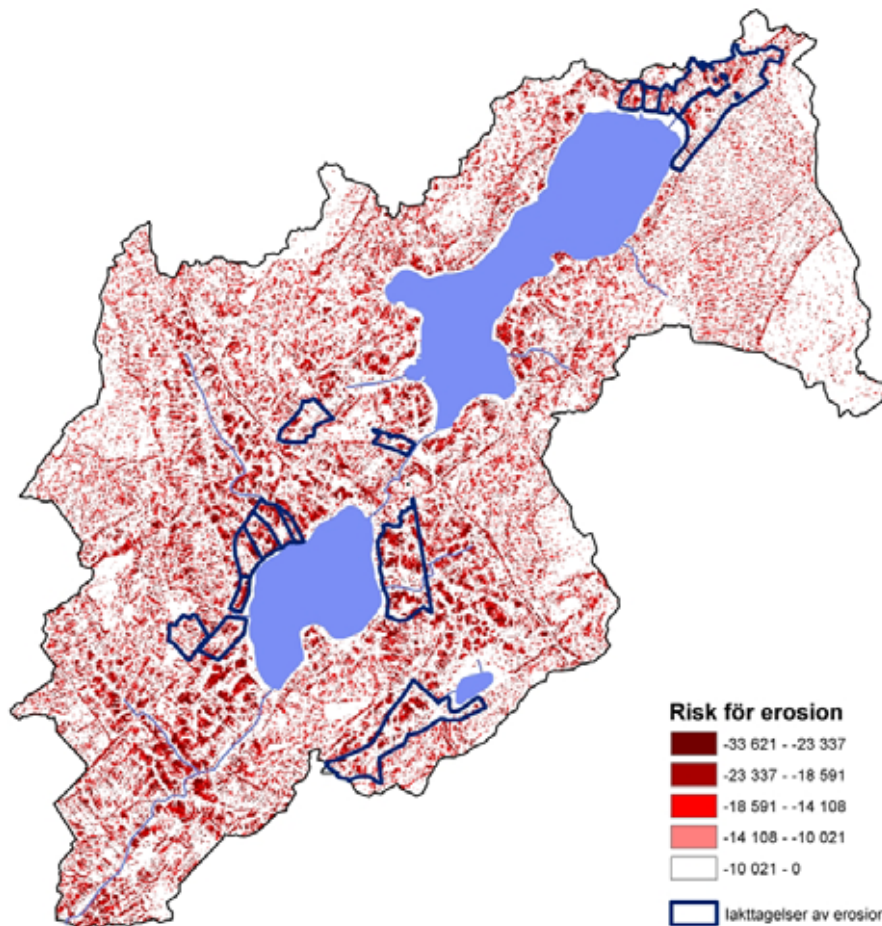
Figur 16. Skiften där lantbrukarna iakttagit erosion markerade med rött

Erosion har iakttagits i ett flertal skiften i direkt anslutning till Nedre Milsbosjön och på ett fåtal skiften som gränsar till Övre Milsbosjön, se figur 16. Stående vatten förekommer i svackor och på plana skiften spritt över hela området. Även sedimentation förekommer på ett fåtal skiften. Enstaka brukare runt Nedre Milsbosjön uppger att täckdikningen inte klarar av att transportera bort allt vatten vid kraftigt och ihållande regn.

Datinsamling

Höjddata - identifiering av riskområden

Den förbättrade höjddatan låg till grund för beräkningar av erosionsrisk och ackumulerat flöde (Djodjic, 2008). Detta gjordes för att definiera de områden där åtgärder skulle få en så stor effektivitet som möjligt.

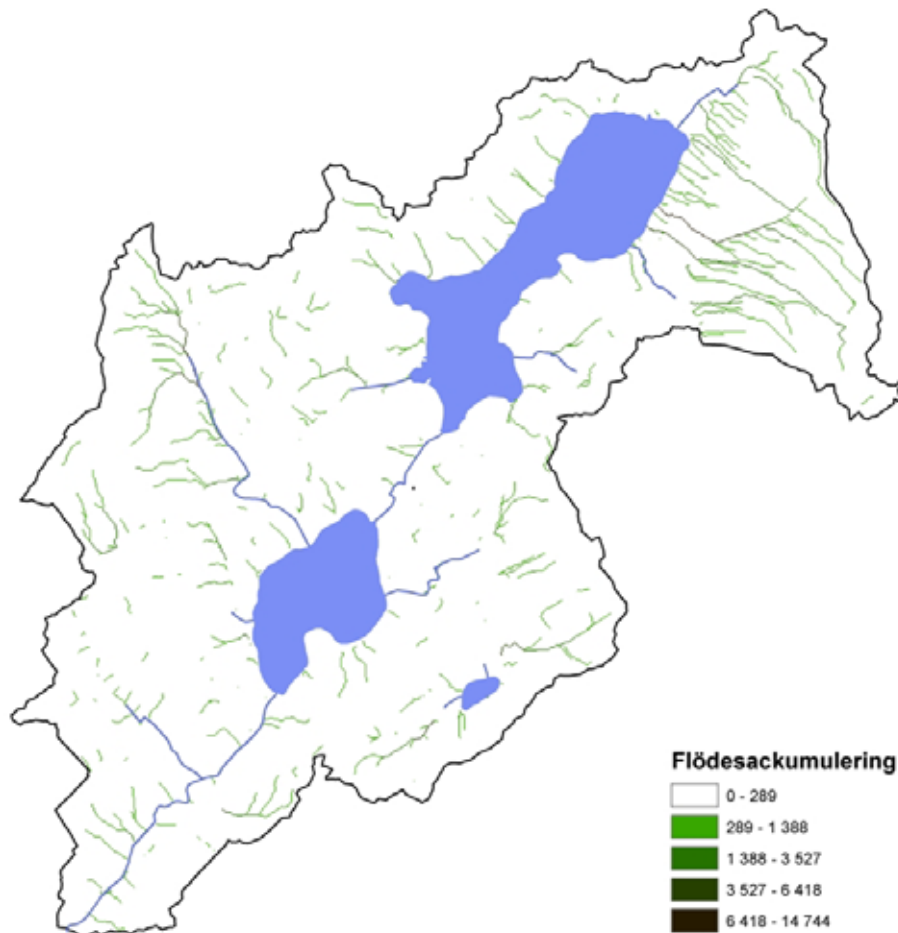


Figur 17. Erosionsrisk i Milsboåns avrinningsområde (Djodjic, 2008). Ju mörkare färg desto högre erosionsrisk.

Beräkning av erosionsrisken i Milsboåns avrinningsområde illustreras av figur 17 där mörkare områden illustrerar en högre risk för erosion än ljusa. Även lantbrukarnas

iakttagelser av erosion från figur 16 presenteras i denna figur. Dock samlades dessa iakttagelser endast in för Nedre Milsbosjöns avrinningsområde.

Det är svårt att verifiera beräkningarna av erosionsrisk mot lantbrukarnas iakttagelser bland annat på grund av att upplösningen för beräkningarna är mycket högre än lantbrukarnas iakttagelser som efterfrågades på skiftesnivå. Dock förekommer områden med hög risk för erosion inom de flesta av skiftena där erosion iakttagits.



Figur 18. Flödesackumulering i Milsboåns avrinningsområde (Djodjic, 2008).

Det ackumulerade flödet (figur 18) beräknades för att undersöka hur vatten rör sig i landskapet på väg mot recipienten. De områden där flöde ackumuleras kan utgöra ansamlingsområden för avrinnande vatten.

Markanvändning per delavrinningsområde

Delavrinningsområdenas gränser samt fastighetskartan och Skoggsstyrelsens hyggeskikt (figur 17) låg till grund för beräkningar av markanvändningen per delavrinningsområde, tabell 6.

Tabell 6. Markanvändning per delavrinningsområde i Milsboåns avrinningsområde.

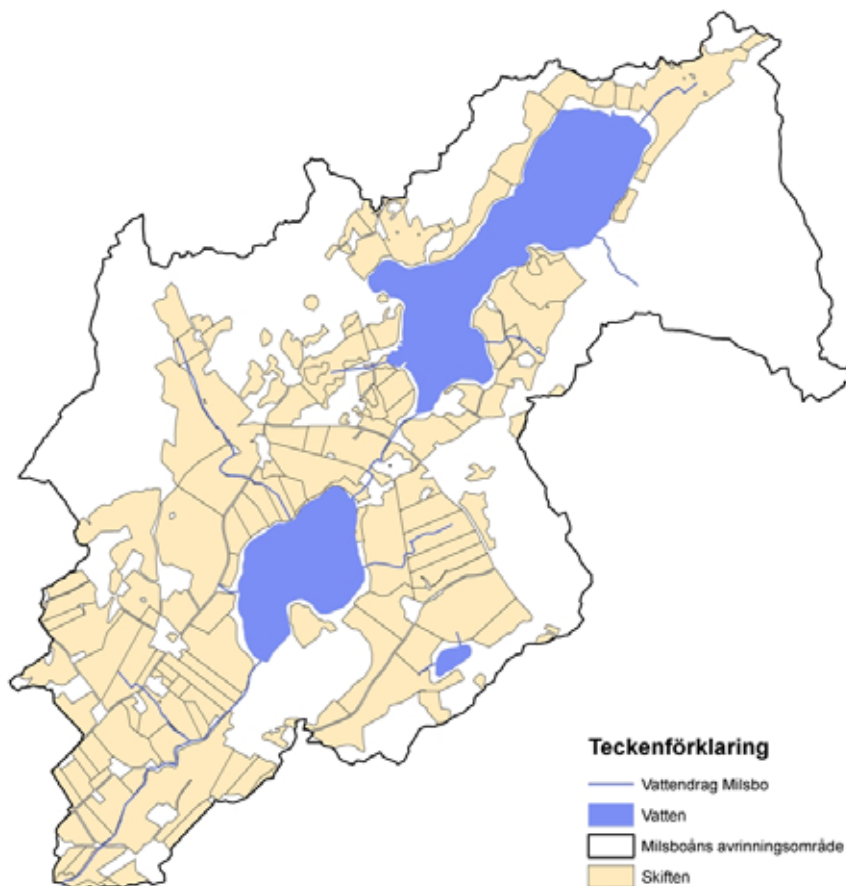
| Delaro | Markanvändning (ha) | | | | | | | | | | Tot area (ha) |
|--------|---------------------|------|----------|------|------------|------|--------|------|-------|------|---------------|
| | Odlad åker | | Barrskog | | Öppen mark | | Vatten | | Hygge | | |
| | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) | |
| 15 | 3,8 | 68,9 | 0 | 0,5 | 1,7 | 30,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5,5 |
| 16 | 65,9 | 49,6 | 54,1 | 40,8 | 9,4 | 7,1 | 1,8 | 1,4 | 1,6 | 1,2 | 132,8 |
| 17 | 36,5 | 37,9 | 54,5 | 56,6 | 3,1 | 3,3 | 0 | 0 | 2,1 | 2,2 | 96,3 |
| 18 | 26,1 | 51,2 | 16,3 | 32,0 | 2,8 | 5,5 | 0 | 0 | 5,7 | 11,3 | 50,9 |
| 19 | 37,6 | 41,3 | 13,5 | 14,9 | 4,8 | 5,2 | 34,5 | 37,9 | 0,6 | 0,7 | 90,9 |
| 20 | 52,4 | 18,7 | 127,3 | 45,3 | 20,9 | 7,4 | 74,0 | 26,4 | 6,2 | 2,2 | 280,8 |
| 23 | 41,6 | 71,7 | 4,5 | 7,7 | 11,9 | 20,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 58,0 |
| 24 | 22,8 | 56,0 | 13,4 | 32,9 | 4,5 | 11,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40,8 |
| 25 | 35,0 | 75,2 | 3,8 | 8,1 | 7,8 | 16,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 46,5 |
| 26 | 12,4 | 25,4 | 32,2 | 66,1 | 4,1 | 8,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 48,7 |
| 27 | 7,6 | 49,8 | 7,3 | 47,8 | 0,4 | 2,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15,3 |
| 28 | 0 | 0 | 24,0 | 97,2 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0,7 | 2,7 | 24,7 |
| 29 | 12,1 | 28,5 | 28,5 | 66,9 | 0,2 | 0,4 | 0 | 0 | 1,8 | 4,2 | 42,6 |
| 30 | 2,1 | 26,8 | 5,6 | 70,9 | 0,2 | 2,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7,9 |
| | 355,9 | 37,8 | 385,1 | 40,9 | 71,8 | 7,6 | 110,3 | 11,7 | 18,7 | 2,0 | 941,7 |

Några delavrinningsområden framträder med en särskilt stark inriktning mot en specifik markanvändning. Där en markanvändning ställt för mer än 70 % har detta markerats i tabellen. Till exempel består delaro 28 till 97 % av skog och delaro 23 och 25 till över 70 % av odlad åker. Detta är förutsättningar som kan ge delförklaringar till storleksordningen på fosforförlusterna från dessa områden.

Klimatdata

För applicering av Fyrismodellen på Milsboåns avrinningsområde upprättades en flödesmodell. Denna upprättades med modellen FyrisQ efter klimatdata från Milsbo och från Borlänge flygplats (Djordjic, 2008). Stationen i Milsbo har data från 2004-01-01 och framåt och mäter endast dygnsnederbörd och totalt snödjup. Därför användes även klimatdata från Borlänge flygplats som har data över fler parametrar under en lång tidsserie. Borlänge flygplats är belägen ca 7 km sydväst om Milsbo.

Jordbruksblock och skiftesindelning



Figur 19. Skiftesindelning i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde.

Då kartan över jordbruksblock i Milsboans avrinningsområde inte var tillräckligt detaljerad i förhållande till intervjuerna som tog upp information på skiftesnivå gjordes en digital skiftesindelning. Figur 19 visar skiftesindelningen som framkommit via intervjuer och EU-stödsansökningar. Dessa data har använts i framtagandet av typhalter för Fyrismodellen.

Enskilda avlopp

I Nedre Milsbosjöns avrinningsområde finns 58 enskilda avlopp. 13 av dessa bedömdes som icke godkända enligt gällande lagstiftning och ska därför åtgärdas. Länsstyrelsen uppskattade fosforförlusterna från dessa till Nedre Milsbosjön till ca 23 kg P/år (Haglund, pers. med. 2008). Beräkningarna visade också att dessa genom förbättringar med markbädd eller minireningsverk kan leda till en minskning med 14-21 kg P/år.

Djurtäthet

I Milsboans avrinningsområde finns ett flertal stora djurbesättningar bestående av mjölkkor, köttdjur och hästar. Totalt nio lantbrukare har djur varav två har hästar. Hästar upptas inte i EU:s regionala stöd och beräknas därför inte i djurenheter. I tabell 7 kopplas antal djurenheter samman med djurägarnas åkerareal.

Tabell 7. Djurenheter, åkerareal och djurtäthet inom Milsboåns avrinningsområde

| | |
|--|---------------|
| Antal djurenheter i området | 712 de |
| Djurägarnas totala åkerareal | 865 ha |
| Djurägarnas åkerareal inom Milsboåns aro | 229 ha |
| Andel av åkerarealen inom Milsboåns aro | 26 % |
| Variation i antal djurenheter/ha per brukare | 0,2-1,7 de/ha |
| Djurenhet/ha, medelvärde | 0,82 de/ha |
| Total åkerareal inom avrinningsområdet | 356 ha |

Tabell 7 visar en stor variation av djurtäthet. I Milsboåns avrinningsområde finns besättningar som motsvarar totalt 712 djurenheter och 26 % av djurägarnas (hästar ej inräknade) totala åkerareal återfinns inom Milsboåns avrinningsområde. Distributionen av åkerarealerna talar för att relativt stora mängder av den gödsel som produceras sprids utanför avrinningsområdet. Beroende på årstid finns 85-110 hästar i Milsboåns avrinningsområde. Dessa hålls i huvudsak i området öster om Nedre Milsbosjön.

Enligt Jordbruksverks föreskrifter (2006:66) om miljöhänsyn i jordbruket avseende växtnäring får en mängd stallgödsel spridas som motsvarar 22 kg totalfosfor per hektar spridningsareal och år. Hur många djurenheter som motsvarar 22 kg totalfosfor beror på vilket djurslag det gäller. I ett exempel över mjölkkoor kan det se ut som följer. En ko motsvarar 1 djurenhet enligt jordbruksverkets regionala stöd 2007. I Jordbruksverks allmänna råd (2005:1) om lagring och spridning av gödsel ges ett schablonvärde för fosforutsöndring på 17,4 kg P/år för en mjölkko som ger 10.000 kg mjölk/år. Denna brukare har då tillåtelse till maximalt $22/17,4 = 1,26$ de/ha spridningsareal.

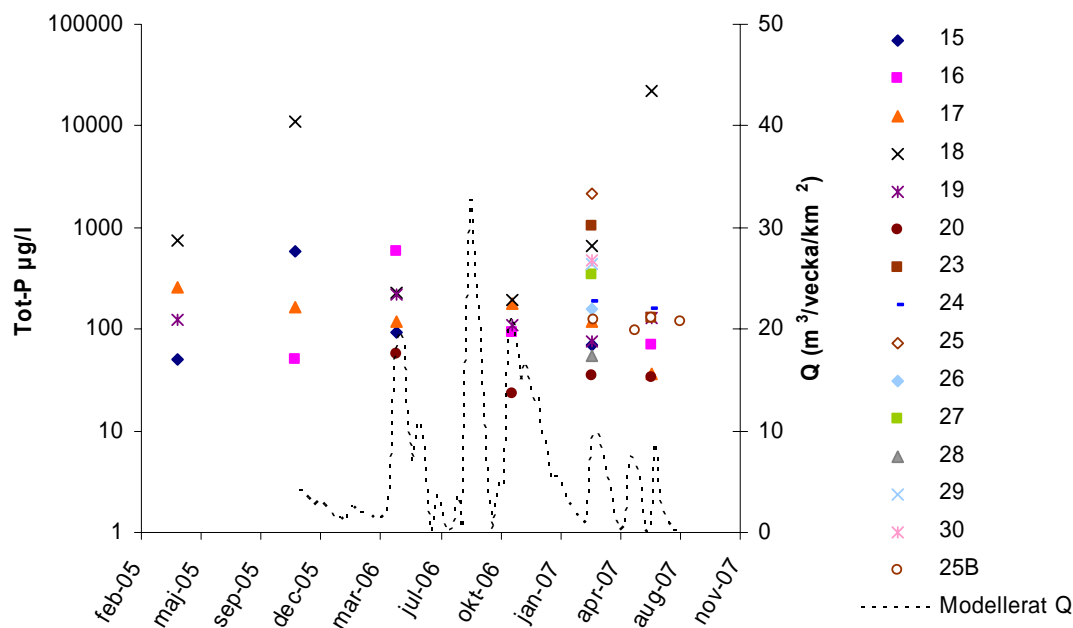
Sammanfattningsvis är det en stor variation i djurtäthet i Milsboåns avrinningsområde och då djurtätheten i vissa fall är hög medför detta en risk för fosforförluster.

Markkartering

Resultat från äldre markkartering samt resultat från markkarteringen som gjordes under hösten 2007 redovisas under rubriken Jordprovtagning.

Vattenkemi

De uppmätta halterna av tot-P visade stora variationer både i tid och i rum, se figur 20.



Figur 20. Vattenkemiska prover med avseende på koncentrationen av total-P i provtagningspunkterna i Milsboåns avrinningsområde från april 2005 till augusti 2007. Y-axeln för tot-P är logaritmisk. Tot-P sätts i relation till den relativa vattenföringen i pkt 23.

Figur 20 visar att de uppmätta fosforhalterna generellt sett var mycket höga med ett högsta värde på 22000 µg P/l som uppmättes i provpunkt 18 i juni 2007. I figuren åskådliggörs även det modellerade flödet (Q) i avrinningsområdets utlopp (punkt 23). Detta har beräknats med modellen FyrisQ. Syftet med att föra in det modellerade flödet i figuren var att sätta de uppmätta värdena i relation till en aktuell vattenföring. Dock bör värdet på det modellerade flödet inte antas vara representativt för varje provtagningspunkt eftersom vattenföringen även inom ett så pass litet område som Milsboåns avrinningsområde (9,4 km²) kan visa upp stora skillnader i vattenföring från bäck till bäck

Att dra några övergripande slutsatser av hur tot-P varierar med flödet är svåra att göra utifrån tillgänglig data. För att detta skulle vara möjligt krävs det ett stort antal provtagningar av bäckarna under både höga och låga flöden. Dock kan ett antagande göras för punkt 18. Flödet var relativt lågt då den högsta halten av tot-P uppmättes (juni 2007) och flödet var relativt högt då den lägsta halten av tot-P uppmättes i punkten (oktober 2006). Detta indikerar att en punktkälla kan ligga bakom de höga fosforförlusterna från detta delavrinningsområde eftersom punktkällor späds ut vid höga flöden.

Tabell 8. Sammanställning av vattenkemiprover i Milsboåns avrinningsområde med avseende på tot-P och löst P (PO₄-P)

| | Medelvärde (µg/l) | Median (µg/l) | Variation (µg/l) |
|-------------------------|-------------------|---------------|------------------|
| Tot-P | 984 | 156 | 23,0-22000 |
| PO₄-P | 687 | 81,0 | 0-21000 |

I sjöar av samma typ som Milsbosjöarna anses ett treårsmedelvärde av tot-P som överstiger 25 µg/l kunna medföra risk för allvarliga förändringar i ekosystemen (Naturvårdsverket, 2003). Medelvärdet av de uppmätta vattenkemiproverna i Milsboåns avrinningsområde var 984 µg/l (tabell 8) och vid en jämförelse mellan dessa värden är det tydligt att stora mängder fosfor når Övre och Nedre Milsbosjön varje år. Även om medianen på 156 µg/l visar att halterna har varit betydligt lägre än medelvärdet vid de flesta av provtagningsstillfällena finns det inget tvivel om att fosfortillförseln till sjöarna måste minska. De uppmätta fosforkoncentrationerna analyserades genom beräkningar med Fyrismodellen.

Effekten av fosfor i recipienten beror på om fosfor föreligger i löst eller partikulär form. Löst P är mer lättillgängligt för alger och andra organismer än partikulärt P och har därför större betydelse i det omedelbara utlösandet av algblomning (Braskerud et al., 2005). Vattenkemiproverna med avseende på tot-P och PO₄-P visar enligt tabell 8 att en relativt stor andel av tot-P föreligger i löst form. Andelen PO₄-P beräknades i medeltal till så mycket som 42 % av tot-P.

Vid ett antagande att tot-P minus löst P är ungefär lika med partikulärt P består drygt 50 % av partikulärt P. I ett område som Milsbo med erosionsbenägna mjälajordar och en stor andel jordbruk kunde en högre andel av partikulärt P förväntas. Dock odlas till stor andel vall som minskar andelen sediment i avrinningsvattnet (Sharpley & Rekolainen, 1997). Förhållandet mellan partikulärt och löst P blir därför mer balanserat. Att fosforhalterna är höga och består av både partikulärt och löst P visar att det inte bara är erosion som bidrar till fosforförlusterna utan förlusterna av båda formerna av fosfor bör minska i avrinningsområdet.

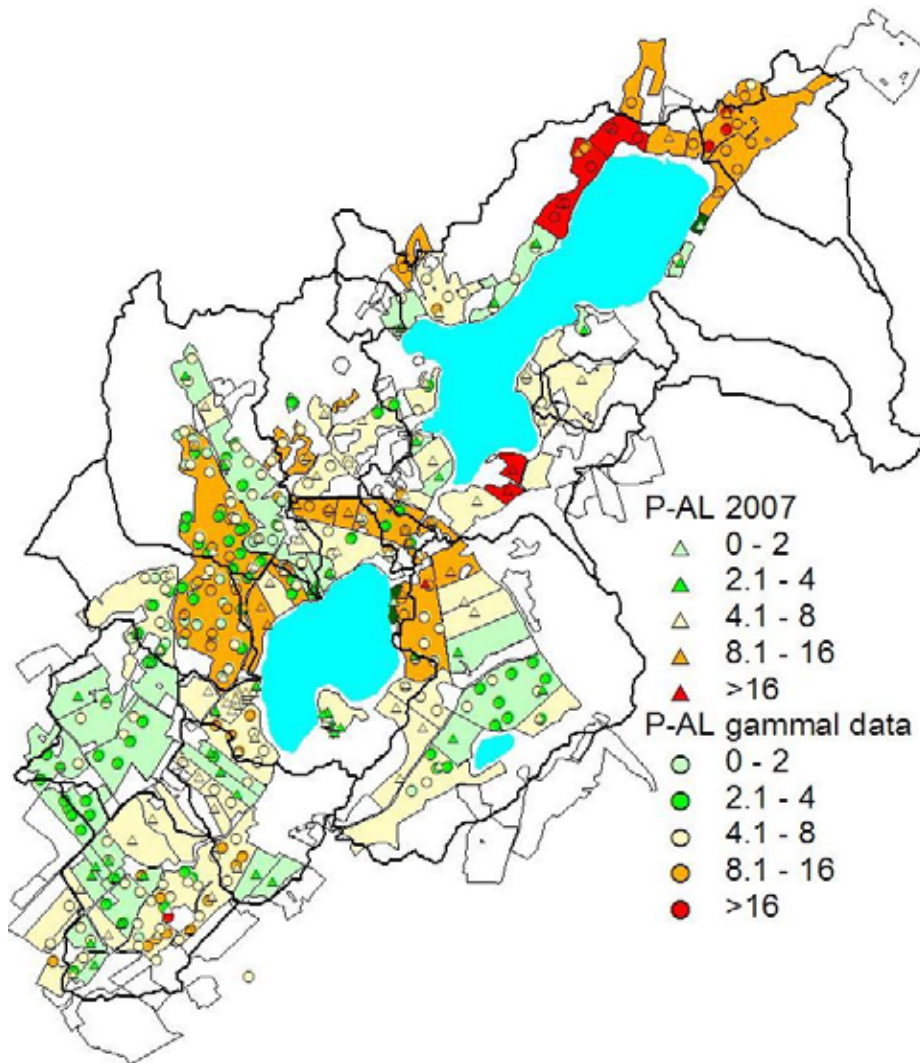
En hypotes var att andelen partikulärt P bör öka vid höga flöden eftersom ytavrinningen och därmed erosionen ökar vid dessa tillfällen. Ett försök att finna samband mellan flödet och halten partikulärt P gjordes. Resultaten visade att andelen partikulärt P var ungefär lika oberoende av flödet. Detta indikerar att även låga flöden eroderar marken.

Då det endast funnits tillgång till relativt få mätvärden går det inte att dra några säkra slutsatser utifrån resultaten. Dessutom var det tyvärr bara möjligt att mäta samtliga provtagningspunkter vid ett av provtagningsstillfällena. Trots detta är det intressant att göra en sammanställning av mätvärdena då det ger en uppfattning om fosforflödenas variation i avrinningsområdet.

Jordprovtagning

P-AL

Ett 130-tal jordprover togs i området under hösten 2007 och resultatet av jordprovtagningen med avseende på P-AL tal visas i figur 21.



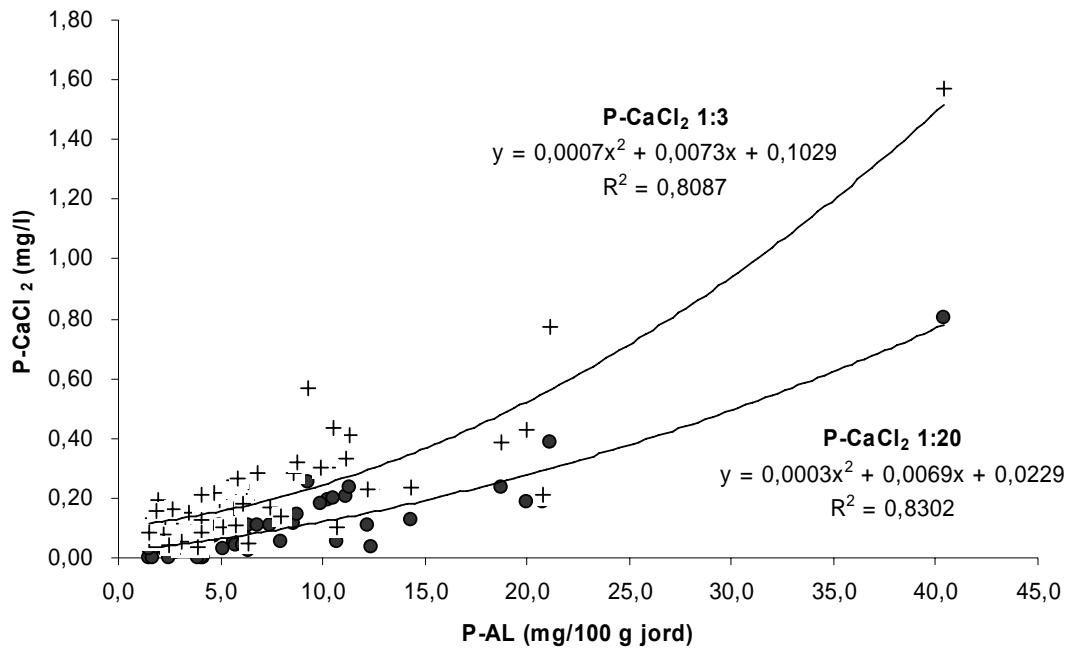
Figur 21. P-AL mätt 2007 jämfört med tidigare provtagningar mot en bakgrund av skiftesindelningen i Milsbosjöarnas avrinningsområde (Djodjic, 2008). 0-2 motsvarar klass I och 2,1-4 motsvarar klass II osv.

Figur 21 visar resultat både från höstens jordprovtagning samt värden från tidigare kartering (genomfört mellan 1966 och 1989) som fanns att tillgå på Länsstyrelsen Dalarna. P-AL är en parameter som förändras förhållandevis långsamt och figuren visar på en relativt god överensstämmelse mellan gamla och nya provtagningar. Den ojämna fördelningen av P-AL klasser talar för att vissa områden under lång tid gödslats mer än andra. T.ex. förekommer höga värden på flera skiften nära sjöarna. Inom det moderna jordbruket strävar man efter P-AL klass III på alla skiften. Detta motsvarar en nivå där det inte blir ekonomiskt att gödsla mer för att få en ökad skörd och en nivå som är

miljömässigt godtagbar. Resultaten från analyserna av P-AL ligger till grund för rekommenderad gödsling i området.

Fosforfrigörelse

Extraktion med CaCl_2 -lösning används som ett mått på mängden fosfor som sätts frigörs till markvätskan. Då P- CaCl_2 sattes i relation till P-AL uppvisades följande samband, se figur 22.



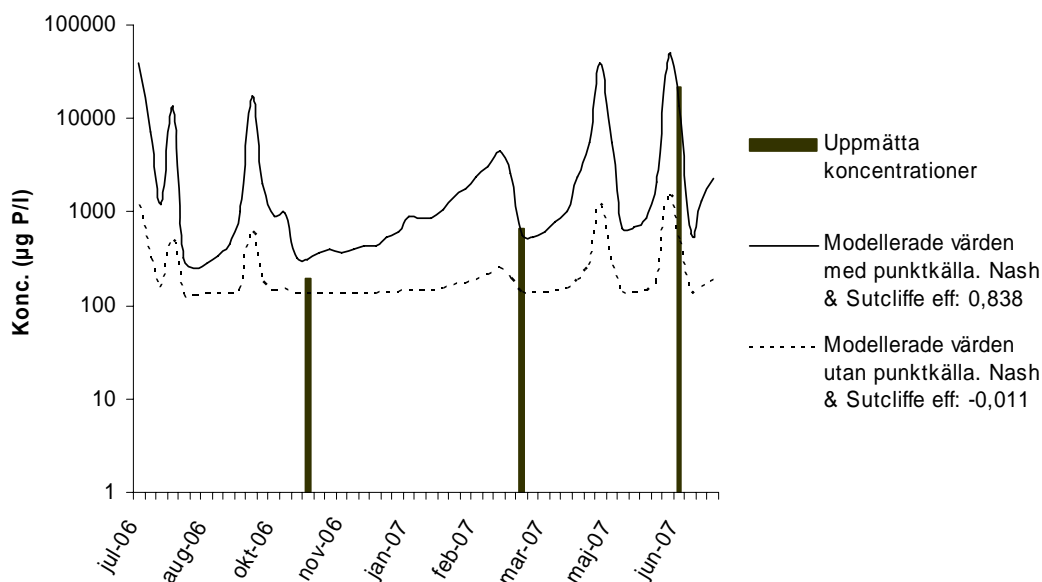
Figur 22. P- CaCl_2 i relation till P-AL.

Figuren visar en god överensstämmelse mellan P-AL och P- CaCl_2 på så sätt att högre P-AL värden borgar för en större mängd fosfor i marklösningen. Detta utgör ett argument för att jordar med höga P-AL tal riskerar större fosforförluster än jordar med låga P-AL tal.

Fyrismodellen - beräkningar

Beräkningar med den veckobaserade Fyrismodellen gjordes för att göra en bedömning av intern belastning, retention, transport och källfördelning av fosfor under ett år i Milsboåns avrinningsområde.

Fyrismodellen kalibrerades mot de fosforhalter som uppmätts i samtliga tillflöden till sjöarna från 2005-2007, totalt 30 prover. Vid kalibreringen uppkom problem med överensstämmelsen mellan uppmätt data och modellerade värden. Modellen matchade inte resultaten från provtagningarna, framför allt var överensstämmelsen svag i delavrinningsområde 18 där ett flertal mycket höga fosforhalter hade uppmätts. Då dessa halter inte kunde förklaras av någon identifierad källa gjordes ett försök att föra in en punktkälla på 2 kg P/vecka i detta delavrinningsområde. Figur 23 visar hur överensstämmelsen mellan uppmätt data och modellerade värden förbättrades i punkt 18 efter att en punktkälla införts i delavrinningsområdet.



Figur 23. Kalibrering av Fyrismodellen med avseende på provtagningspunkt 18. Y-axeln har en logaritmisk skala.

Modellens förmåga att reproducera den uppmätta vattenföringen utvärderades med Nash och Sutcliffes effektivitetskoefficient (Nash & Sutcliffe, 1970). Värdet 1 av denna koefficient innebär en fullständig överensstämmelse med uppmätta värden medan negativa värden innebär att beräknade värden är sämre än medelvärden för den studerade perioden. Då en okänd punktkälla fördes in i delavrinningsområde 18 uppnåddes en effektivitetskoefficient på 0,838 vilket innebär en stark överensstämmelse med uppmätt data (Figur 23).

I övriga delavrinningsområden behövde inga korrigeringar införas då modellen matchade de uppmätta fosforkoncentrationerna relativt väl. Resultaten för dessa delavrinningsområden är därmed mer säkra.

Fosfortransport

Efter att modellen kalibrerats till en god överensstämmelse utfördes beräkningar av fosfortransport och källfördelning med Fyrismodellen.

Tabell 9. Sammanfattade resultat angående fosforbelastning och retention enligt Fyrismodellen.

| Delaro | Area (ha) | Tar upp flöde från delaro | Intern belastning (kg P/år) | Intern belastning (kg P/ha/år) | Retention (kg P/år) | Transport (kg P/år) |
|--------|-----------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------|---------------------|
| 15 | 5,5 | 20 | 4,8 | 0,9 | 0,0 | 79,0 |
| 16 | 132,0 | | 80,6 | 0,6 | 0,1 | 80,5 |
| 17 | 95,2 | | 44,2 | 0,5 | 0,1 | 44,1 |
| 18 | 50,8 | | 131,9 | 2,6 | 0,4 | 131,5 |
| 19 | 91,1 | 15,16,17,18 | 40,1 | 0,4 | 41,2 | 334,1 |
| 20 | 279,4 | 26,27,28,29,30 | 121,1 | 0,4 | 116,1 | 74,2 |
| 23 | 57,3 | 24,25 | 61,2 | 1,1 | 0,1 | 477,8 |
| 24 | 40,6 | 19 | 32,9 | 0,8 | 0,0 | 367,0 |
| 25 | 46,0 | | 50,0 | 1,1 | 0,2 | 49,8 |
| 26 | 48,5 | | 27,5 | 0,6 | 0,0 | 27,5 |
| 27 | 15,2 | | 13,3 | 0,9 | 0,0 | 13,2 |
| 28 | 24,5 | | 4,9 | 0,2 | 0,0 | 4,9 |
| 29 | 41,8 | | 21,0 | 0,5 | 0,0 | 21,0 |
| 30 | 7,8 | | 2,7 | 0,3 | 0,0 | 2,7 |
| | 935,9 | | | | 158,3 | |

Kolumnen Intern belastning i tabell 9 motsvarar de totala fosforförlusterna från varje specifikt delavrinningsområde under den modellerade perioden i två olika enheter. Med retention menas mängden fosfor som delavrinningsområdet håller kvar och kolumnen Transport motsvarar den utgående mängden fosfor från delavrinningsområdet.

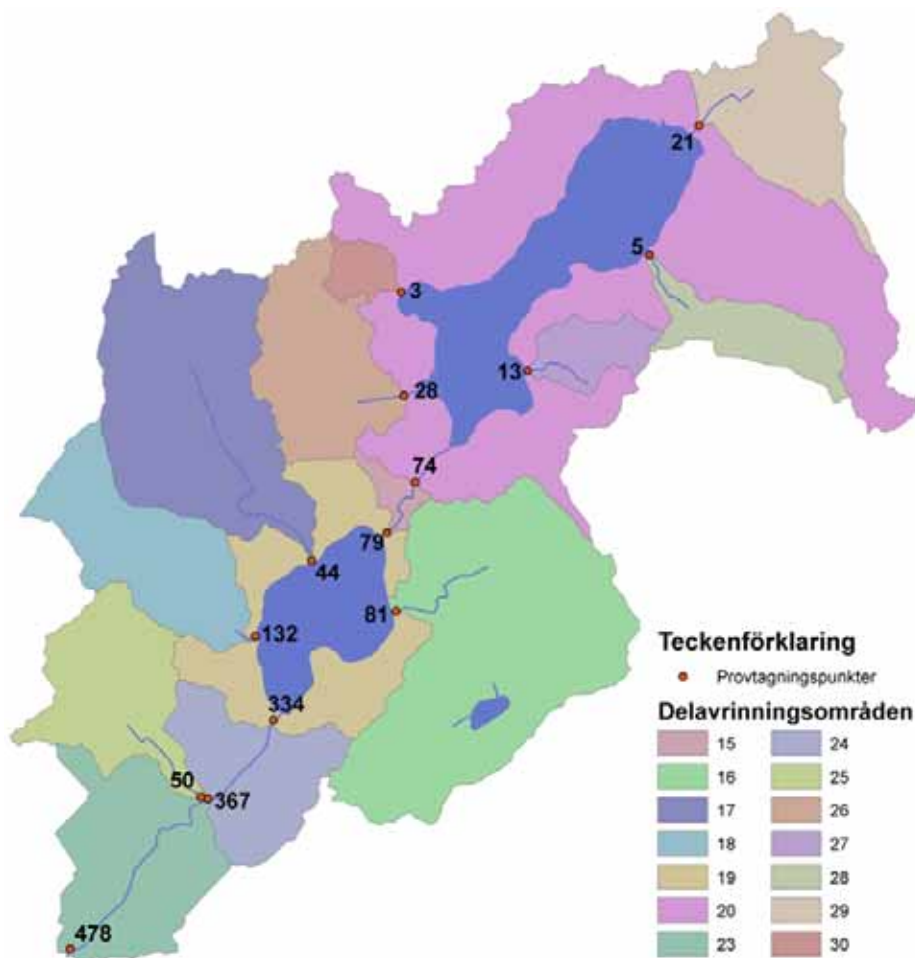
För att beräkna den utgående mängden fosfor från varje delavrinningsområde där hänsyn tas till de delavrinningsområden som bidrar med flöde till det specifika området gjordes följande beräkning (här beskrivet som utgående mängd från delavrinningsområde 15):

Intern belastning + Tillförsel från delaro 20 (Transport) - Retention = Transport från 15

$$4,8 + 74,2 - 0 = 79,0 \text{ kg P/år}$$

Delavrinningsområde 18, 23 och 25 utmärker sig med avseende på höga fosforförluster i förhållande till avrinningsområdets storlek, se kolumn intern belastning (kg P/ha/år) i tabell 9. Delavrinningsområdena 23 och 25 är enligt tabell 6 två av de områden som har den största andelen odlad åker (över 70 %) vilket utgör en delförklaring till de höga fosforförlusterna. Åtgärder inom jordbruket bör därför kunna minska förlusterna från dessa områden. Fosforförlusterna i punkt 18 kan som tidigare diskuterats inte förklaras av de insamlade data som används som input till modellen. Varken markanvändningen i delavrinningsområdet eller redovisade punktkällor (t. ex. enskilda avlopp) kan ge en förklaring och förlusterna från en eventuell punktkälla i detta delavrinningsområde bör därför utredas.

Den rumsliga fördelningen av fosfortransporterna beräknade med Fyrismodellen tydliggörs i figur 24.



Figur 24. Fosforbelastning per delaro v. 29 2006-v. 28 2007 (kg P/år)

Tabell 9 visar att retention i huvudsak sker i två delaron; 19 och 20. Detta förklaras av att sjöarna är belägna i dessa områden. Övre Milsbosjön som tar om hand 61 % av tillförd fosfor har en mycket högre retention än Nedre Milsbosjön som endast tar hand om 11 %. En förklaring till detta kan vara sjöarnas morfologi. Övre Milsbosjön är både djupare och större till ytan än Nedre Milsbosjön. Därmed är omloppstiden längre i sjön vilket kan leda till en högre retention. Att retentionen är så pass hög i Övre Milsbosjön har medfört en minskad fosforbelastning till Nedre Milsbosjön. Något som därför skulle vara intressant att undersöka är hur länge Övre Milsbosjön har förutsättningar för att ta emot dessa mängder fosfor med bibehållen retention.

För att beräkna den sammanlagda årsbelastningen av fosfor till Övre Milsbosjön summerades internbelastningen från delaro 20 och fosfortransporten från tillrinnande delaron (26, 27, 28, 29, 30). På motsvarande sätt beräknades årsbelastningen till Nedre Milsbosjön (internbelastningen från delaro 19 samt fosfortransporten från delaro 15, 16, 17, 18).

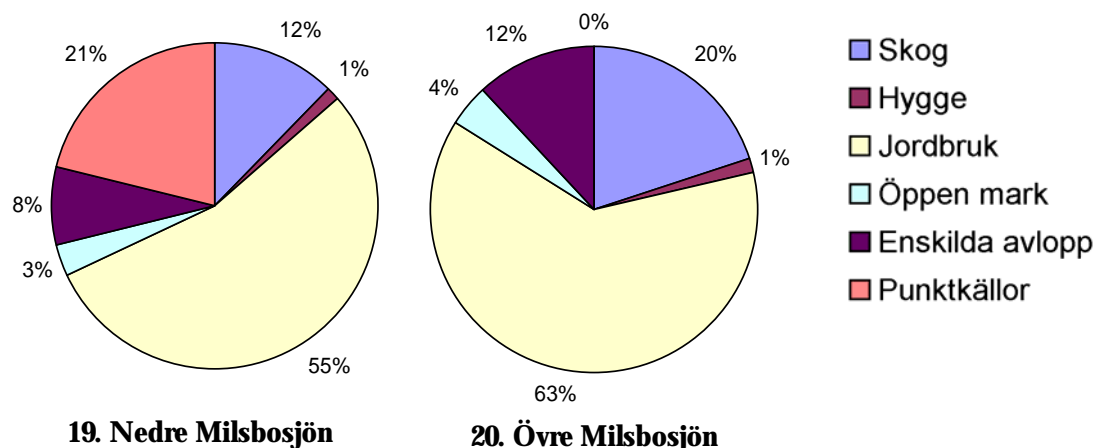
Tabell 10. Beräknad fosforbelastning till Övre och Nedre Milsbosjön (kg P/år).

| | Fyrismodellen | Länsstyrelsen Dalarna |
|------------------|----------------------|----------------------------------|
| Övre Milsbosjön | 190 | 117 |
| Nedre Milsbosjön | 375 | 357 |

Enligt tabell 10 blev resultatet för Övre Milsbosjön 190 kg fosfor och för Nedre Milsbosjön 375 kg fosfor under det modellerade året. Då dessa värden jämförs med Länsstyrelsens beräkningar, se tabell 10, kan man se att det skiljer ~20-70 kg P/år. Eftersom beräkningarna inte gjorts för samma tidsperiod kan dessa värden dock inte sättas i direkt samband med varandra. Länsstyrelsen Dalarna har utfört beräkningarna i ett flertal steg istället för att använda sig av en modell. De flödesdata som använts utgår från PLC-5 områden. Dessa områden har relativt stora ytor och det PLC-5 område som Milsbo ingår i är cirka 7 gånger så stort som Milsboans avrinningsområde. Därför borde beräkningarna med Fyrismodellen ha en större noggrannhet förutsatt att flödet beräknats korrekt. Att båda beräkningarna är i liknande storleksordning visar dock att ingen av beräkningarna bör ligga allt för långt från verkligheten.

Källfördelning

Källfördelningen av fosforförlusterna från varje delavrinningsområde beräknades och sammanställdes i bilaga 2. Där summeras hur stor andel av fosforförlusterna som kan antas härstamma från en specifik källa. Cirkeldiagrammen kan användas för att förklara storleken på fosforförlusterna från olika delavrinningsområden. Nedan diskuteras källfördelningen av fosforbelastningen till Övre och Nedre Milsbosjön (delavrinningsområde 20 och 19).



Figur 25. Källfördelning av fosforbelastningen till Övre och Nedre Milsbosjön

Figur 25 redovisar fördelningen av fosforbelastningen till Milsbosjöarna från olika källor. I beräkningarna med Fyrismodellen har hänsyn tagits till fosfortillförseln från delavrinningsområdena uppströms sjöarna. Enligt beräkningarna står jordbruket för 63 % av fosforbelastningen till Övre Milsbosjön och för 55 % av fosforbelastningen till Nedre Milsbosjön. Länsstyrelsens beräkningar gav en källfördelning där uppskattningsvis 59 respektive 78 % av fosforbelastningen härstammar från jordbruket. Skillnaden mellan beräkningarna är behandlingen av punktkällor. I Fyrismodellen fördes en punktkälla på 2 kg P/vecka in för att kompensera de höga förlusterna från detta område och för att förbättra överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade värden. Detta ledde till att den beräknade fosforbelastningen från punktkällor i delavrinningsområde 18 steg från 0 till 21 %. Hade denna eventuella punktkälla inte kompenserats för skulle belastningen från övriga markanvändningar öka. Sett ur detta perspektiv hade jordbrukets andel av fosforbelastningen till Nedre Milsbosjön varit betydligt större om punktkällan inte införts.

Beräkningar utifrån tabell 6 visar att jordbruket står för 21 % av den kumulativa markanvändningen i avrinningsområdet till Övre Milsbosjön och för 32 % i avrinningsområdet till Nedre Milsbosjön. Därför borde jordbruket fränsett punktkällor eller andra stora fosforförluster stå för en högre andel i Nedre än i Övre Milsbosjön.

Vad gäller fosforbelastningen från enskilda avlopp görs liknande bedömningar av Länsstyrelsen och via beräkningar med Fyrismodellen. Länsstyrelsen skattar de enskilda avloppens belastning till 9 % respektive 18 % i Nedre och Övre Milsbosjön medan beräkningar med Fyrismodellen skattar belastningen till 8 % respektive 12 %.

Sett till figur 25 är det främst jordbruket och punktkällor som bör åtgärdas för att förbättra förhållandena i delavrinningsområdena 19 och 20 eftersom det är dessa källor som bidrar till den i särklass största andelen av fosforförlusterna.

Fosforreduktionsbehov

Som tidigare nämnts har Länsstyrelsen Dalarna bedömt behovet av minskad fosfortillförsel till Milsbosjöarna för att dessa ska uppnå god status (tabell 4). Dock kan ett antagande göras att Länsstyrelsens beräkningar av fosfortillförseln är underskattad eftersom de antas ha en mindre noggrannhet än beräkningarna som utförts med Fyrismodellen. Eftersom fosfortillförseln enligt Fyrismodellen var högre än Länsstyrelsens uppgifter har ett fosforreduktionsbehov beräknats utifrån resultaten i denna rapport (tabell 11). Dessa beräkningar har utförts på samma sätt som Länsstyrelsens beräkningar och är därför jämförbara.

Tabell 11. Reduktionsbehov av fosfor enligt Fyrismodellen beräknade fosforbelastning (Haglund, pers. med. 2008) och enligt Länsstyrelsens beräkningar.

| Referensnivå | Reduktionsbehov Övre Milsbosjön | | Reduktionsbehov Nedre Milsbosjön | |
|------------------------------------|------------------------------------|---------------|-------------------------------------|---------------|
| | Fyrismodellen | Länsstyrelsen | Fyrismodellen | Länsstyrelsen |
| Bedömningsgrunder | 80 | 7 | 263 | 245 |
| Modell "regionala slättlandssjöar" | 55 | 0 | 224 | 206 |
| Paleolimnologi | - | - | 215 | 197 |

Av tabell 11 framgår att reduktionsbehovet är högre då beräkningarna utförts utifrån resultatet från Fyrismodellen. Eftersom referensnivån som motsvaras av modellen "regionala slättlandssjöar" anses vara det mest rimliga målet (Haglund, pers. med. 2008) kan ett rekommenderat fosforreduktionsbehov antas vara ca 60 kg för Övre Milsbosjön och ca 200 kg för Nedre Milsbosjön för att sjöarna ska uppnå god status. Störst betydelse får detta för Övre Milsbosjön som enligt denna referensnivå inte kräver åtgärder enligt Länsstyrelsens beräkningar. Dock har denna sjö visat tecken på eutrofiering och eftersom det finns ett intresse bland de boende att bevara eller förbättra vattenkvaliteten i Övre sjön bör sjön åtgärdas.

Identifiering av databrister

Modeller är ett försök att efterlikna verkligheten och är beroende av tillgång till stora mängder data. Kalibreringen av Fyrismodellen utfördes endast utifrån 30 mätvärden och

tillgång till ytterligare mätdata skulle givetvis öka säkerheten i modellberäkningarna. Att en effektivitetskoefficient på 0,838 uppnåddes pekar dock på att modellen speglar verkligheten väl och ger en rimlig uppskattning om fosfors distribution i området. Andra felkällor är de generaliseringar och uppskattningar som gjorts i de typhalter och flödesberäkningar som utgjort indata till modellen. Däremot kan uppgifter om area och om markanvändning anses ha en hög noggrannhet.

Åtgärder mot fosforförluster i Milsboåns avrinningsområde

Det finns en stor mängd faktorer som påverkar förluster av fosfor från jordbruksmark till vatten. Vissa av dessa kan lantbrukarna påverka och andra sker oavsett om det bedrivs någon form av aktivt jordbruk eller inte. Det som lantbrukaren kan påverka är till exempel grödoval, bearbetningsmetoder, tidpunkt för bearbetning/gödsling, gödslingsmängder och erosionskydd. Andra faktorer som lantbrukaren inte kan påverka är till exempel nederbörd, temperatur, lutning och jordart. Det är viktigt att valet av tillvägagångssätt sker i nära samarbete med lantbrukarna i området och denna rapport bör ses som ett diskussionsunderlag inför val av åtgärder i Milsboåns avrinningsområde.

Rapporten har visat att fosforbelastningen till Milsbosjöarna måste minska för att sjöarnas status ska förbättras (Nedre Milsbosjön) eller bevaras (Övre Milsbosjön).

Fosforbelastningen till Övre Milsbosjön bör minska med ca 60 kg/år och till Nedre Milsbosjön med ca 220 kg/år för att uppnå god status. För att åstadkomma detta krävs riktade åtgärder som fungerar där risken för fosforförluster är som störst. I rapporten har följande problematik kring fosfor identifierats:

- Förluster av både partikulärt och löst P förekommer.
- Området domineras av jordbruk på siltjord som är struktursvag och därmed erosionskänslig.
- Ytavrinning är den dominerande transportvägen för fosfor från mark till vatten.
- Markens fosforstatus är i vissa områden mycket hög vilket innebär en förhöjd risk för fosforförluster av löst P.
- I vissa områden är djurtätheten hög.
- Enskilda avlopp utgör en källa till fosforförluster i vissa delavrinningsområden.
- I ett delavrinningsområde indikerar analyserna att det kan finnas en betydande fosforkälla som inte är identifierad.

Nedan diskuteras ett antal åtgärder som kan vara tillämpbara i Milsboåns avrinningsområde. Det ges både generella råd och åtgärdsförslag baserade på beräkningar. Åtgärderna delas upp i två grupper: åtgärder vid källan och åtgärder som berör transporten av fosfor från mark till vatten.

Åtgärder vid källan

Punktkällor

I Milsboåns avrinningsområde finns punktkällor i form av enskilda avlopp och troligtvis en icke identifierad punktkälla. De enskilda avloppen i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde har inventerats och när de avlopp som inte lever upp till gällande lagstiftning har åtgärdats kan en minskning av fosforbelastningen till Nedre Milsbosjön på 14-21 kg P/år förväntas. Åtgärdande av dessa avlopp kan ske till en kostnad av 650.000 - 1.040.000 kr enligt Länsstyrelsens beräkningar (Haglund, pers. med. 2008). Detta motsvarar en kostnad av ca 50.000 kr/kg renad P.

En utredning av de höga fosforförlusterna från delavrinningsområde 18 krävs för att identifiera en eventuell punktkälla. Vid åtgärdande av denna källa skulle tillförseln av fosfor till Nedre Milsbosjön kunna minska med upp emot 100 kg P/år.

Markkartering och växtodlingsplan/behovsanpassad gödsling

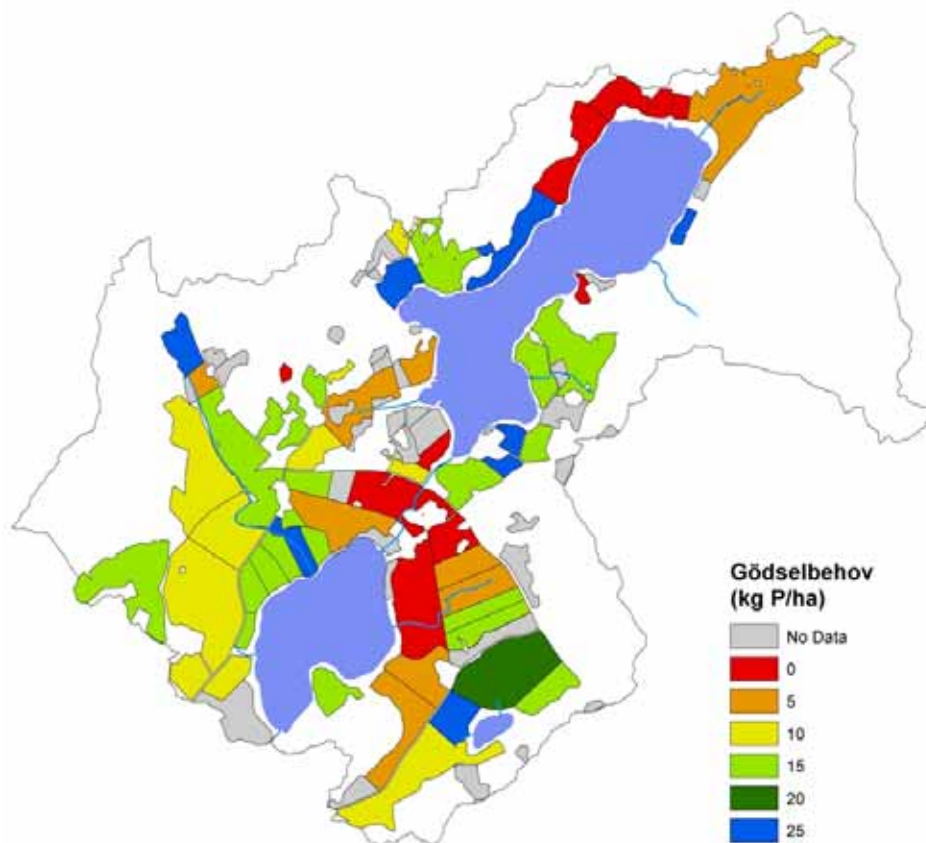
Att skapa en balans mellan tillförsel och bortförsel av fosfor är grundprincipen för lantbrukets arbete för att minska fosforförlusterna. En positiv balans medför risk för ackumulering av fosfor i marken medan en negativ balans utgör en risk för utarmning av fosforhalten i marken. För att uppnå nämnd balans behövs bland annat kunskap om markens fosforstatus och grödornas behov.

Enligt Jordbruksverkets allmänna råd (2005:1) bör åkermark som ingår i växtföljden markkarteras regelbundet så att markens fosforstatus kan bedömas. Markkartering är ett sätt att bedöma växtnäringsinnehållet i marken genom att ta jordprover som skickas till laboratorium för analys av bland annat fosforinnehåll i form av P-AL. Analysresultaten används för beräkningar av optimal fosfortillförsel. Kostnaden för markkartering är i storleksordningen 1600 kr i startavgift plus 200 kr/ha (Nylander, pers. med., 2008). Vanligtvis tas ett prov/ha.

När markens fosforstatus är känd kan en växtodlingsplan upprättas som bland annat innehåller en behovsanpassad gödslingsstrategi. Denna syftar till en god balans mellan tillförsel och bortförsel av fosfor på det aktuella skiftet. Att optimera fosfortillförseln för inte bara med sig miljövinster utan även ekonomiska vinster för lantbrukaren. Miljöersättning kan sökas för upprättande av växtodlingsplan och ersättningen är 200 kr/ha då ansökan gäller 0-50 ha och 80 kr/ha då ansökan gäller 50-300 ha. Dock krävs genomförande av ytterligare åtgärder för att ersättningen ska beviljas.

I Milsboområdet förekommer arbete som beskrivits ovan i relativt stor omfattning. Några av lantbrukarna är anslutna till Svenskt Sigill som är en certifiering av producenter av råvaror och blommor. Svenskt Sigill har markkartering och växtnäringsbalans som krav för medverkan (Svenskt Sigill, 2008). Det har även gått ut ett erbjudande till lantbrukarna i Milsboområdet om deltagande i projektet Greppa Näringen under 2007. En del av detta projekt är upprättande av växtnäringsbalanser. Greppa näringen är ett kostnadsfritt kunskaps- och rådgivningsprojekt som syftar till att stötta lantbrukarna med kunskap och verktyg så att kväve- och fosforförlusterna från jordbruksmark minskar på ett kostnadseffektivt sätt.

Ett generellt fosforgödslningsbehov i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde beräknades utifrån den fosforstatus som framkom genom jordprovtagning under hösten 2007 samt uppgifter om skördenivåer enligt intervjuer och SCB (tabell 5), se figur 26.



Figur 26. Fosforgödselbehov beräknat utifrån markens fosforstatus och normalskörden för den gröda som 2006 odlades på skiftet.

Beräkningarna som ligger till grund för figur 27 utfördes enligt Jordbruksverkets riktlinjer för gödsling och kalkning (2006). Genom en balanserad gödsling är målet att marken ska nå P-AL klass III. En högre fosforklass än P-AL III kan inte motiveras på grund av att en onödigt hög fosforstatus utgör en betydande källa till fosforförluster och att fosfor är en ändlig resurs (Jordbruksverket, 2006). Detta argument stärks även av analysen som gjordes av P-AL och P-CaCl₂ i denna rapport. Ett tydligt samband uppvisades där höga värden på P-AL medförde en ökad förekomst av löst P i marken. Eftersom de kemiska vattenkvalitetsmätningarna visade att inte bara förluster av partikulärt P utan även förluster av löst P måste minska så skulle balanserade fosforgivor kunna leda till minskningar av fosforförlusterna från mark till vatten i Milsboområdet.

För att åstadkomma P-AL klass III sänks onödigt höga P-AL tal genom att gödsla mindre än bortförseeln. Samtidigt undviks utarmning av markens näringsstatus genom att upprätthålla eller att till och med höja fosforstatusen i de skiften som kräver det. Figur 26 visar några skiften som inte bör gödslas alls. Dessa hör enligt figur 21 till fosforklass V och utgör därmed en risk för fosforförluster enligt ovanstående resonemang.

För att illustrera vikten av att sänka höga P-AL tal kan en jämförelse göras mellan fosforfrigörelsen (P-CaCl₂) vid klass IV och vid klass III. En minskning från P-AL klass IV till klass III kan innebära att fosforhalten i marken minskar från 12 till 6 mg P/100 g jord. Dessa värden på fosforhalt motsvarar medelkoncentrationen för respektive P-AL klass. En minskning från 12 till 6 mg P/100 g jord motsvarar ungefär en halvering av markens innehåll av löst P enligt formlerna för hur P-CaCl₂ styrs av P-AL (figur 22). En

sådan beräkning tydliggör att risken för förluster av löst P kan minska mycket genom ett långsiktigt mål att reducera onödigt höga P-AL klasser.

Djurtätheten i Milsboåns avrinningsområde är bitvis mycket hög (upp till 1,7 de/ha) vilket kräver en noggrann justering av fosforgivorna för att onödiga förluster av fosfor ska undvikas. Enligt intervjuer av lantbrukare i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde gödslades det dock väldigt sparsamt med stallgödsel inom området. Ett relativt stort antal skiften gödslades inte alls och en förklaring till detta är att delar av den gödsel som producerades i avrinningsområdet spreds på skiften utanför avrinningsområdet. Av denna anledning är det också svårt att dra några slutsatser kring effekterna av djurtätheten i området.

Enligt intervjuerna spreds i medeltal 15 kg P/ha på de skiften som gödslades med stallgödsel och 12 kg P/ha på de skiften som enbart gödslades med handelsgödsel. Då dessa siffror inte kan appliceras på hela området utan endast på specifika skiften kan ingen direkt jämförelse göras med figur 26. Dock visar figuren att den uppgivna fosforgödslingen är rimlig.

Åtgärder för minskning av transporten av fosfor

I Milsboåns avrinningsområde förekommer erosion kopplat till jordarten mo/mjåla och i denna rapport har ytavrinning angetts som den dominerande transportvägen för fosfor i området. Därför är de åtgärder som föreslås för att minska transporten av fosfor i hög grad kopplade till att förebygga och minska riskerna för erosion/ytavrinning.

Val av gröda

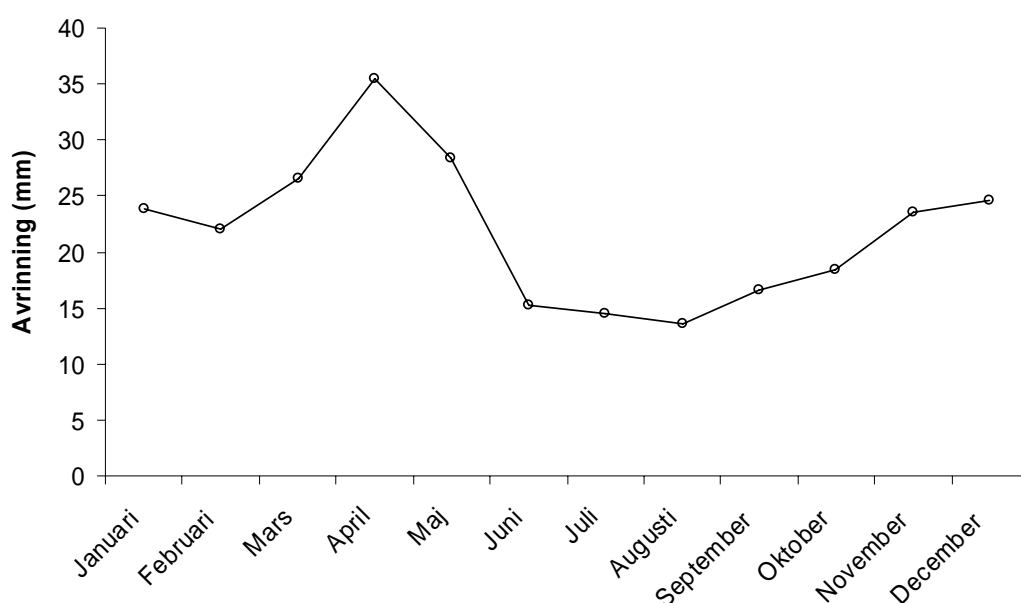
Markens infiltrationsförmåga påverkas positivt av en växande gröda. I Nedre Milsbosjöns avrinningsområde odlas vall på en stor del av arealen vilket anses vara den bästa grödan för att minimering av ytvattenavrinning och erosion. I medeltal var så mycket som 76 % av arealen bevuxen med vall eller nyttjades som extensiv vall under åren 2005-2007 vilket är mycket bra ur fosforsynpunkt. För att förbättra situationen ytterligare kan områden som alltid bör odlas med vall väljas ut utifrån figur 17. Figuren visar de områden som är mest känsliga för erosion och om dessa områden ständigt är bevuxna med vall kan detta leda till minskade fosforförluster.

Fånggröda

Med fånggröda menas växtlighet som har sin huvudsakliga tillväxt mellan två huvudgrödor och som odlas i syfte att minska växtnäringsförlusterna efter huvudgrödans skörd (Jordbruksverket, 2007). Odling av fånggröda är en metod som länge använts för att minska kväveläckage men som borde lämpa sig väl även för att minska fosforförlusterna (Bergström et al., 2007). Odling av fånggröda på de skiften där det odlas stråsäd (24 % av jordbruksarealen) skulle kunna minska fosforförlusterna från jordbruksmarken i Milsboområdet. I vinterbevuxen mark förbättras infiltrationen vilket minskar ytavrinning och erosion. Tyvärr ges inte miljöersättning för fånggröda i Dalarna.

Hantering och lagring av stallgödsel

Spridning av fosfor då marken är mättad på vatten eller när marken är tjälad är riskfaktorer för fosforförluster eftersom jorden då har dålig infiltrationskapacitet. Därför bör spridning undvikas under blöta eller vattenmättade förhållanden. Om marken dessutom fryser vid hög vattenhalt eller vattenmättnad blir den i stort sett ogenomtränglig för vatten vilket gör att smältvatten eller regn som faller under vintern ofta ger upphov till ytavrinning (Stähli, 1997). I Milsboområdet dominerar ytavrinning som transportväg för fosfor och detta får som konsekvens att fosforförlusterna från jordbruksmark till vatten blir som högst vid hög avrinning. Därför bör tidpunkten för gödsling och jordbearbetning väljas så att hög avrinning om möjligt undviks under 2-3 månader efter ingreppet. Figur 27 visar hur medelavrinningen sett ut i det PLC-5 område som Milsboåns avrinningsområde hör till under åren 1985-2004.



Figur 27. Medelavrinningen 1985-2004 i PLC-5 område 53-052 (SMED, 2008).

Figuren visar att avrinningen vanligtvis är som lägst under sommaren för att börja öka under september. Därefter stiger avrinningen långsamt för att under vintern stagnera. Avrinningen är som högst under vårfloden som vanligtvis infinner sig i april. Enligt resonemanget ovan bör gödsling och jordbearbetning om möjligt undvikas från september till början av maj. I september börjar avrinningen att öka samtidigt som växterna tar upp allt mindre näring ur jorden och efter snösmältningen minskar riskerna för ytavrinning. Genom att låta gödselspridning ske under senvåren och sommaren då vårfloden är över, marken är torr och växterna har ett stort näringsbehov undviks fosforförluster i så hög grad som möjligt. Dock krävs troligtvis en större lagringskapacitet eftersom en omläggning från höstspridning till vårspridning kräver att gödseln kan lagras under en längre tid. Utökning av lagringskapaciteten kan vara en mycket dyr investering men det är möjligt att söka investeringsstöd för att bygga ut gödsellagret så att lagringskapaciteten ökar. Normalt kan lantbrukaren då få 30 % av utgifterna till byggnationen (Sennblad, pers. med., 2008). Dock får eget arbete och eget material inte räknas in som underlag.

Lagringskapacitet för stallgödsel är reglerad enligt Förordning om miljöhänsyn i jordbruket (SFS 1998:915). För nöt gäller att gödsel ska kunna lagras i 8 månader för en lantbrukare med fler än 100 djurenheter och i 6 månader för en lantbrukare med 10-100 djurenheter. I Nedre Milsbosjöns avrinningsområde uppgavs via intervjuerna att stallgödsel spreds från maj till slutet av september och frågan är om spridningstidpunkten kan förbättras utifrån gällande lagstiftning om lagringskapacitet.

Om lantbrukaren har möjlighet att tömma gödselanläggningen i slutet av augusti kan de som har en lagringskapacitet på åtta månader lagra gödsel fram till och med slutet av april. Detta är något snålt ur fosforsynpunkt eftersom medelavrinningen (figur 27) är väldigt hög i april. Spridning under ogynnsamma förhållanden skulle lättare kunna undvikas med en lagringskapacitet på 9-10 månader. Att endast gödsel under gynnsamma tidpunkter är ännu svårare för lantbrukare med endast sex månaders lagringskapacitet. En ökning av kravet på lagringskapacitet kan därför övervägas.

Analys av stallgödsel

Stallgödselns sammansättning varierar mycket med typ av foder och hur gödseln hanteras. Generellt gäller för flytgödsel, som är vanligt förekommande i Milsboområdet, en verkan av 6 kg P/ton gödsel (Jordbruksverket, 2006). Dock uppvisar stallgödsel stora variationer i näringsinnehåll och därmed går det inte att använda schablondoseringar i ett miljövänligt jordbruk (Andersson, 1999). För att avsedd mängd fosfor ska kunna spridas är det därför viktigt att gödselns näringsinnehåll analyseras (Bergström et al., 2007). Greppa Näringen rekommenderar alla lantbrukare att analysera växtnäringssinnehållet i sin stallgödsel och Svenskt Sigill har som krav att stallgödsel ska analyseras minst vart 5:e år. En analys kostar omkring 600-700 kr och utförs av ett flertal laboratorier.

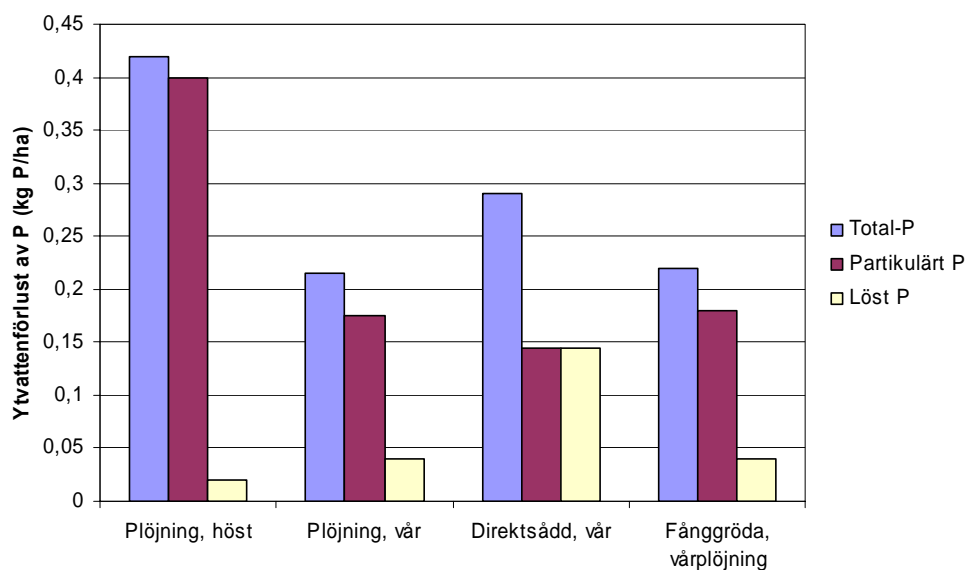
Spridningsteknik för stallgödsel

Ett sätt att minska utlakningsförlusterna av fosfor är nedbrukning av gödseln vid spridning (Djordjic et al., 2002). Vid nedbrukning ökar kontakten mellan fosfor och sorberande markpartiklar så att dess rörlighet minskar. I nuläget finns krav på att gödsel som sprids under perioden 1 december till 28 februari ska brukas ned samma dag (SJVFS 2006:66) men nedbrukning av gödsel året runt skulle vara önskvärt för minskning av fosforförlusterna. Endast ett fåtal av lantbrukarna i Milsboområdet uppgav i intervjuerna att gödseln brukas ned efter spridning. Därför skulle en sådan åtgärd kunna minska fosfortransporterna i avrinningsområdet.

Det råder delade meningar om typen av spridare kan påverka hur stora fosforförlusterna blir. Bredspridare är ett vanligt förekommande redskap för gödselspridning och sprider gödseln över större delen av markytan. Släpplångspridare sprider gödseln i band i marken vilket leder till ett förbättrat utnyttjande av fosfor i gödselmedlet eftersom den tillförda fosfor under en längre period föreligger i växttillgänglig form. Kontaktytan mellan jord och tillförd fosfor minskar då och detta får till följd att fastläggningen (att fosfor bildar svårösliga föreningar med Ca, Mg, Al eller Fe) minskar (Tisdale et al., 1993). Att fastläggningen minskar borde kunna utgöra en risk för förluster av löst P via ytavrinning.

Jordbearbetningsåtgärder

I ett fältförsök på mjälarika jordar med ca 4,5 graders lutning i Mässingsboåns avrinningsområde i Hedemora kommun studerades hur skörd och fosforförluster påverkas av olika jordbearbetningsstrategier. Mässingsboåns avrinningsområde i Hedemora kommun har precis som Milsboområdet mjälarika jordar i ett jordbrukslandskap och därför borde resultaten från dessa fältförsök vara relevanta även för Milsboområdet. Medelvärden av mängden fosfor/år i ytavrinnande vatten visas i figur 28 och med utgångspunkt från denna figur diskuteras hur olika jordbearbetningsåtgärder påverkar fosforförlusterna från jordbruksmark.



Figur 28. Medelvärden av mängden fosfor/år i ytavrinningsvattnet i försök vid Mässingsboån 1993-1998 (från Persson, 1999)

Höstplöjning

Enligt figur 28 ger höstplöjning upphov till stora förluster av total-P och partikulärt P i jämförelse med andra jordbearbetningsåtgärder. Eftersom den plöjning som sker till största delen sker på hösten i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde (figur 14) borde en omläggning av arbetsflödet kunna bidra till minskade fosforförluster till Milsbosjöarna.

Vårlöjning

Genom ökning av markens infiltrationskapacitet minskar i allmänhet fosforförlusterna från jordbruksmark samtidigt som ytavrinningen avtar (Bergström et al., 2007). För att förbättra markens infiltrationskapacitet kan ett antal jordbearbetningsåtgärder användas, ett exempel är att bearbeta marken på våren istället för på hösten. Vid vårbearbetning ligger skörderester kvar på fältet under vintern och växande eller pålagt växtmaterial på markytan leder till mindre erosion än om marken är bar (Persson, 1999). Risken för fosforförluster minskar också enligt resonemanget kring figur 27. Genom att undvika jordbearbetning i perioder av hög avrinning eller i perioder då hög avrinning är att vänta minskar riskerna för att marken ska vara bar under perioder med risk för ytavrinning.

Vid intervjuerna av lantbrukarna i Nedre Milsbosjöns avrinningsområde framkom att vårplöjning endast förekom i ringa omfattning (figur 14). Då figur 28 visar att vårplöjning och vårplöjning med fånggröda ger de lägsta förlusterna av totalfosfor i försöket är det ett relevant förslag som åtgärd mot fosforförluster från jordbruksmark till vatten. I de höstbearbetade fälten med barmark över vintern var förlusterna av tot-P via ytavrinnande vatten i genomsnitt 0,30-0,38 kg P/ha under den studerade perioden (Persson, 1999). För vårplöjda, vintergröna fält var motsvarande förluster 0,22-0,25 kg P/ha. Det innebär att höstplöjning ersatt av vårplöjning minskar förlusterna med cirka 31 %. Att försöket även visade att skördeutfallet vid vårplöjning var lika bra eller något bättre än vid höstplöjning (Persson, 1999) är ytterligare ett argument för omläggning till vårplöjning.

En uppskattning av den förväntade minskningen i fosforbelastning till Milsbosjöarna vid omläggning till vårplöjning istället för höstplöjning beräknades med Fyrismodellen. En typhalt för fosforkoncentrationer i avrinnande vatten från jordbruksmark är en parameter i modellen och för att efterlikna förhållandena vid vårplöjning förändrades typhalten enligt resonemanget nedan.

- Vid en omläggning från höstplöjning till vårplöjning minskar fosforförlusterna med cirka 31 %.
- I Nedre Milsboåns avrinningsområde finns totalt 271 ha jordbruksmark och varje år plöjs i medeltal 63 ha av arealen på hösten.
- Antag att hela den höstplöjda arealen skulle läggas om till vårplöjning
- Minskningen av fosforförluster från den totala arealen jordbruksmark blir då 7,2 %.

Därmed kan typhalten från jordbruksmark minskas med 7,2 %. Då beräkningar enligt dessa förutsättningar sker med Fyrismodellen erhålls en minskad fosforbelastning till sjöarna på enligt tabell 12.

Tabell 12. Beräknad minskning av fosfortillförseln då höstplöjning ersätts av vårplöjning

| | Endast höstplöjning (kg P/år) | Vårplöjning 63 ha (kg P/år) | Minskning (kg P/år) |
|------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|
| Övre Milsbosjön | 190 | 187 | 3 |
| Nedre Milsbosjön | 375 | 364 | 11 |

En minskning på 3 kg P för Övre och 11 kg P för Nedre Milsbosjön kan låta lite i sammanhanget men med tanke på hur liten andel av den totala arealen jordbruksmark som lett till minskningen utgör det en möjlig åtgärd. I avrinningsområden där olika former av stråsäd dominerar kan en omläggning från höstplöjning till vårplöjning ge relativt stora minskningar av fosforförlusterna från jordbruksmark. När det gäller diffusa förluster från jordbruksmark finns det inga enkla och säkra lösningar utan varje bidrag till en minskad fosforbelastning på sjöar och vattendrag är värdefull. Dock kan vårplöjning inte genomföras på alla jordar eftersom jordar med lerhalter över 15 % bedöms ha en struktur som innebär att vårplöjning inte är genomförbar för alla åkrar och lantbrukare (Hellberg, 2004).

Direktsådd, vår

Direktsådd, dvs. sådd utan bearbetning av jorden, är en metod som anses kunna minska näringsförlusterna från åkermark. Dock ökar andelen löst P dramatiskt i ytvattenförlusterna (figur 28) vilket kan vara en nackdel i sjöar med eutrofieringsproblem. Därför rekommenderas inte denna metod för minskningar av fosforförluster från åkermark till vatten i Milsboåns avrinningsområde.

Konturplöjning

En annan strategi inom jordbearbetningen för att minska fosforförlusterna är att bearbeta marken längs med höjdkurvorna, så kallad konturplöjning. Vid lutande åkermark ökar risken för att ytavrinning ska ske och syftet med konturplöjning är att minska vattenflödets hastighet genom att undvika att vattenfårar bildas längs med sluttningen. Vattnet uppehålls då längre på fältet vilket möjliggör ökad infiltration och minskad erosion (Naturvårdsverket, 1997). I Milsboområdet kan detta fungera som en åtgärd för minskade fosforförluster på ett flertal skiften men eftersom vissa skiften kan slutta åt flera olika håll fungerar denna teknik inte för alla skiften. Denna åtgärd kräver inga investeringar.

Vallbrott

Eftersom en så pass stor del av jordbruksmarken i Milsboåns avrinningsområde består av vall kan skötseln av denna påverka mängden fosfor som tillförs Milsbosjöarna eller vattendrag nedströms sjöarna. En rekommendation är därför att vid vallbrott, som är den kritiska perioden för fosforförluster från vall, ta hänsyn till ovan nämnda resonemang om när jordbearbetning och gödsling bör ske. Rekommendationen är att bryta vallen i god tid innan avrinningen ökar framåt september månad (figur 27). Även gödsling av vallen bör anpassas till en förväntad avrinning. Görs detta är det rimligt att anta att fosforförlusterna från mark bevuxen med vall skulle kunna minska betydligt.

Skyddszoner längs vattendrag och sjöar

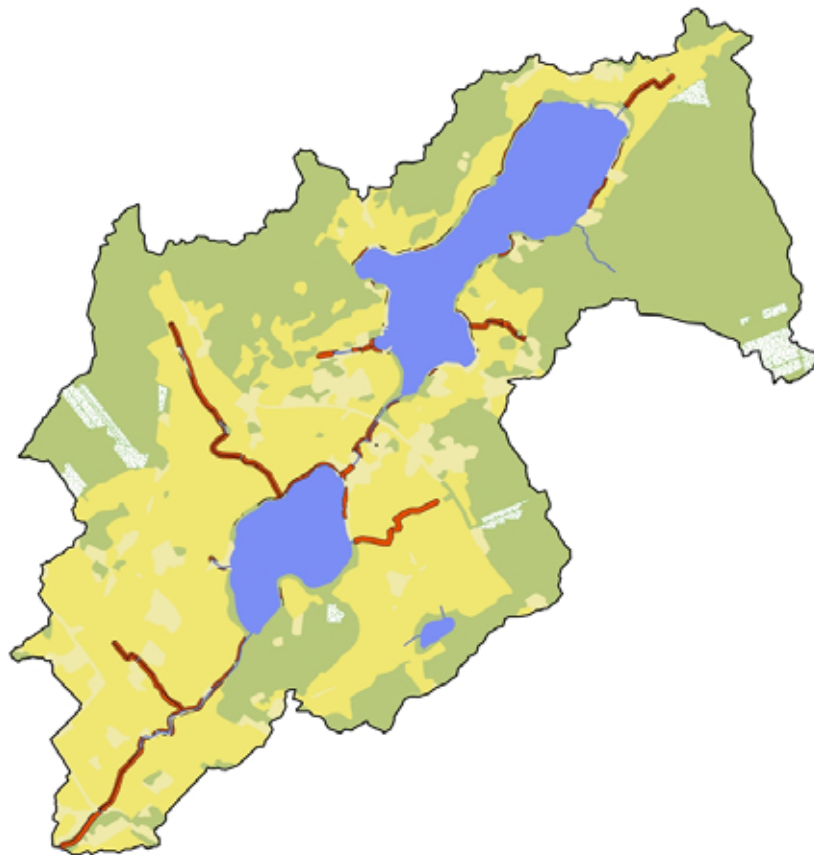
Skyddszoner är ytor i anslutning till sjöar och vattendrag där marken är vegetationsbevuxen året om. I skyddszonen får varken markbearbetning, gödsling eller ogräsbekämpning ske för att undvika direktutsläpp i recipienten. Anläggning av skyddszoner är en åtgärd som påtagligt minskar ytavrinningsförlusterna av fosfor i jordbrukslandskapet (Leinweber et al., 2002) genom att yteroderad jord kan avsättas i dessa partier. De stabiliserar även åkerns kanter så att riskerna för ras minskar. Skyddszoner har även andra fördelar, de utgör en fredad zon för många insekter och ökar därför den biologiska mångfalden i odlingslandskapet.

De mekanismer som styr fosforretentionen i skyddszonerna är sedimentdeposition (jordpartiklar sedimenterar i zonen), en ökad infiltrationskapacitet i marken (minskar ytavrinningen) och vegetationens upptag av fosfor (Abu-Zreig et al., 2003). Effektiviteten av skyddszoner styrs i hög grad av zonen bredd. En kanadensisk studie har t.ex. visat att fosforförlusterna reducerades med 31 % i en 2 m bred skyddszon och med hela 89 % om zonen bredd ökades till 15 m (Abu-Zreig et al., 2003). Dock kan skyddszoner i sig bidra

till mindre fosforförluster i kalla områden. En studie visar att frysning av växtmaterial i skyddszoner kan leda till fosforförluster (Torstensson et al., 2006). Detta beror på att fosfor frigörs från växtceller genom att cellmembran sprängs då det fryser. Därför är det viktigt att skyddszonerna skördas för att inte onödigt mycket växtmaterial ska vara kvar under vintern.

I Milsboåns avrinningsområde är skyddszoner ett intressant alternativ för att minska fosforförlusterna eftersom det som tidigare beskrivits finns en problematik kring erosion och ytavrinning. Ett antal lantbrukare uppgav iakttagelser av erosion och ytavrinning i intervjuerna, se figur 15 och 16.

En analys av bortfallet av arealen åkermark som tas ur befintligt bruk vid anläggande av skyddszoner gjordes med hjälp av dataprogrammet ArcGIS, se figur 29 och tabell 13.



Figur 29. Åkermark som tas ur befintligt bruk vid anläggande av en 15 m bred skyddszon (röda markeringar).

Tabell 13. Arealen åkermark i Milsboåns avrinningsområde som tas ur befintligt bruk vid anläggning av skyddszon av olika bredd runt sjöarna och vattendragen.

| Skyddszonens bredd | 5 m | 15 m |
|--------------------|-----|------|
| Areal (ha) | 3,7 | 14,6 |

Figur 29 åskådliggör vilka områden som skulle bli berörda vid anläggning av en 15 m bred skyddszon längs alla vattendrag och sjökanter där det idag förekommer åkermark. Kring både sjöar och vattendrag förekommer det annan markanvändning än sådan som är

jordbruksrelaterad vilket redan idag minskar fosforbelastningen till sjöarna. Tabell 13 visar den totala arealen åkermark som tas ur befintligt bruk vid anläggning av skyddszon av olika bredd runt sjöarna och vattendragen.

Som tidigare nämnts ökar effektiviteten av en skyddszon kraftigt med dess bredd. Eftersom Milsboåns avrinningsområde är erosionskänsligt bör så breda skyddszoner som möjligt eftersträvas där detta är möjligt. En prioritering av skyddszonernas bredd kan också göras med den beräknade erosionsrisken (figur 17) som underlag. Detta skulle kunna leda till att åtgärden blir mer effektiv än om skyddszoner anläggs mer generellt.

Anläggande av skyddszoner medför minskade intäkter för lantbrukaren eftersom den tidigare åkermarken som utgör dessa zoner tas ur befintligt bruk. Tyvärr ges inte miljöersättning för skyddszoner i Dalarnas län eftersom problematiken kring eutrofiering i området anses ringa. De delar av landet som omfattas av stödet är områden som anses särskilt känsliga för eutrofiering.

Bevuxna vattenvägar

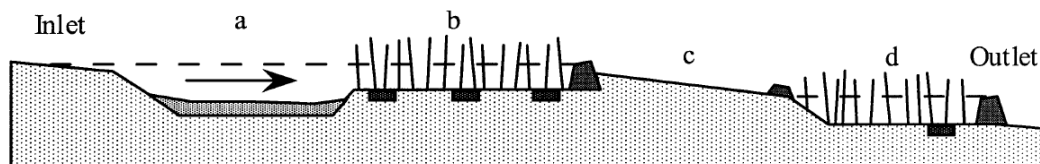
I sänkor ansamlas avrinnande vatten. I dessa områden är risken stor för ytavrinning och erosion. Anläggning av permanent ogödslad vall som inte bearbetas i dessa områden är ett alternativ för att minska ytavrinningsförlusterna från åkermark. Mekanismerna bakom denna funktion är densamma som för skyddszoner; att sediment deponeras, ytavrinnande vatten infiltrerar marken och växternas upptag av fosfor (Abu-Zreig et al., 2003).

Bevuxna vattenvägar är en intressant åtgärd för Milsboåns avrinningsområde eftersom landskapet är böljande och erosionsproblematiken i området är känd. En analys av var i landskapet flöde ackumuleras har gjorts (figur 18) och kan användas som utgångsmaterial vid anläggande bevuxna vattenvägar men troligtvis är lantbrukarnas lokalkännedom den viktigaste informationskällan till var en sådan åtgärd ska placeras.

Våtmarker för minskning av fosforförluster

Sedan början av 1800-talet har en omfattande utdikning genomförts i Sverige som orsakat att en stor del av våtmarkerna i anslutning till jordbruksmarken försvunnit. Detta har orsakat minskad biologisk mångfald och ökade näringsförluster från jordbruket. Genom att återskapa och nyskapa våtmarker får vattnet en längre uppehållstid i landskapet vilket ökar möjligheterna för naturens processer att rena vattnet från näringsämnen. Idag görs det stora ekonomiska satsningar på anläggning av våtmarker i Sverige och dessa har framförallt haft syftet att minska läckaget av kväve från jordbruksmark. Dock kan anläggning av strategiskt placerade och utformade våtmarker även bidra till en begränsning av fosforförlusterna från jordbruksmark (Braskerud et al., 2005).

Den viktigaste reningsmekanismen för fosfor i våtmarker är sedimentation av partikulärt bunden fosfor. När partiklarna transporterats till våtmarken minskas vattenhastigheten och partiklarna kan sedimentera. Vid anläggande av våtmarker för reduktion av fosfor bör därför en konstruktion som gynnar sedimentation och motverkar resuspension eftersträvas. Sedimentation gynnas då våtmarken har en stor volym i relation till tillflödande vattenvolym och resuspension kan delvis förhindras genom stabiliserande vegetation samt en eller flera djuphål (Hellberg, 2004).



Figur 30. En våtmark konstruerad med syfte att minska fosforförluster (Braskerud, 2002). Våtmarkens olika delar är (a) sedimentationsbassäng, (b) våtmarksfilter, (c) översilningsyta och (d) utlopps-bassäng. Vid låga flöden var vattendjupen 1, 0,2-0,8, 0 och 0,8-0,8 m i a, b, c, d.

Figur 30 visar ett exempel på hur en våtmark kan utformas för att uppnå retention av fosfor. En undersökning av fyra små våtmarker i Norge (Braskerud, 2002) som konstruerades enligt figur 30 uppvisade en fosforretention på 21-44 %. Dessa våtmarker hade en yta motsvarande 0,06-0,4 % av avrinningsområdet. Att små våtmarker kan minska fosforförlusterna från jordbruksmark gör det till en möjlig åtgärd i Milsboåns avrinningsområde. Dessa skulle, om förutsättningarna tillåter, kunna förläggas till jordbruksbäckar i de delavrinningsområden som uppvisar höga fosforförluster för att största kostnadseffektivitet ska uppnås, t.ex. delavrinningsområde 16 och 18 (figur 24). För att minska fosforförlusterna till recipienten Dalälven vore det dessutom intressant att anlägga en våtmark i delavrinningsområde 25 som har en hög intern belastning i förhållande till delavrinningsområdets area (tabell 9). Även delavrinningsområde 23 har en hög intern belastning/ha men utgör dessutom utlopp för Milsboåns avrinningsområde i Dalälven. Därför kan det även i detta delavrinningsområde vara intressant att placera en våtmark.

I nuläget är det svårt att beräkna avskiljningen av fosfor i framtida våtmarker i regionen eftersom det saknas underlag för sådana beräkningar. Därför kan ett eller flera våtmarksprojekt i regionen med fördel följas upp och utvärderas.

Via Länsstyrelsen går det att ansöka om ersättning för miljöinvestering för anläggning av våtmark. Syftet med detta stöd är att öka arealen våtmarker i odlingslandskapet och ett av kraven för att erhålla ersättning är att våtmarken ska bevaras som våtmark i minst 20 år (Jordbruksverket, 2007). Omfattningen av stödet är maximalt 90 % av de stödberättigade kostnaderna, dock högst 100.000 kronor per hektar.

Sammanställning av åtgärder

Fosfortillförseln behöver som tidigare nämnts minska med ca 60 kg till Övre Milsbosjön och med ca 220 kg till Övre Milsbosjön för att sjöarna ska uppnå god status. De åtgärder som föreslagits i denna rapport sammanfattas i tabell 14 för att om möjligt sätta dessa i relation till behovet av minskad fosfortillförsel.

Tabell 14. Sammanställning av åtgärdernas minskning av fosforbelastningen.

| Punktkällor | Effekt i Övre Milsbosjön | Effekt i Nedre Milsbosjön | Kostnad (kr) | Ersättning |
|------------------------------------|--------------------------|---------------------------|----------------|------------------|
| Enskilda avlopp | | 14-21 kg P/år | 650000-1040000 | Nej |
| Oidentifierad punktkälla | | 100 kg P/år | | |
| Diffusa källor | | | | |
| Markkartering | | | 200 kr/ha | Miljöersättning |
| Växtodlingsplan | | | 0 kr | Miljöersättning |
| Val av gröda | | | | Nej |
| Fånggröda | | | | Nej |
| Spridningstidpunkt för stallgödsel | | | 0 kr | Nej |
| Utökad lagringskapacitet | | | | Investeringsstöd |
| Analys av stallgödsel | | | 650 kr | Nej |
| Nedbrukning av gödsel | | | | Nej |
| Vårplöjning | 3 kg P/år | 11 kg P/år | | Nej |
| Konturplöjning | | | 0 kr | Nej |
| Välplanerat vallbrott | | | 0 kr | Nej |
| Skyddszoner | 31-89 %* | 31-89 %* | | Nej |
| Bevuxna vattenvägar | | | | Nej |
| Våtmarker | 21-44 %** | 21-44 %** | | Miljöersättning |

*från omgivande mark

**från aktuellt delavrinningsområde

Tabell 14 tydliggör att kunskapen kring effekten av olika åtgärder i många fall är bristfällig. På grund av det otillräckliga underlaget kan det bli komplicerat att inom vattenförvaltningen upprätta detaljerade åtgärdsplaner för de eutrofierade sjöar. Därför är behovet av fortsatt forskning och utveckling inom området stort.

Avslutande diskussion

I arbetet med pilotprojekt Milsbosjöarna har avrinningsområdet kartlagts noggrant och studier som denna kan behövas för att den detaljerade planeringen av åtgärder ska kunna genomföras så effektivt som möjligt. För denna rapport sammanställdes t.ex. skiftesspecifik information om hur marken brukades under åren 2005-2007. Då det var ett mycket tidskrävande moment kan man fråga sig om detta krävs för att utarbeta effektiva åtgärder. Databasen IAKS (för EU:stödsansökningar) innehåller information på blocknivå om vilka grödor som odlas men saknar information om tidpunkter för gödsling och jordbearbetning samt gödselgivor med mera. Det som varit bra med den detaljerade informationen från lantbrukarna var t.ex. informationen om att en stor del av gödseln som produceras i området sprids på skiften utanför avrinningsområdet. Utan denna information kunde gödslingsläget ha tolkats som att det över stora områden förekom en onödigt förrådsgödsling av fosfor. Även information om tidpunkten för gödsling och jordbearbetning som kom fram genom intervjuerna har legat till grund för förslag till åtgärder. Då de föreslagna åtgärderna har sin grund i detaljerad information om området blir de förhoppningsvis konkreta även för lantbrukaren som känner igen sig på kartor med mera.

Även presentationen av beräkningarna av ackumulerade flöden och risk för erosion kräver en stor noggrannhet på indata. Att utföra sådana beräkningar är viktigt för att kunna lokalisera effektiva åtgärder i form av t.ex. skyddszoner och bevuxna vattenvägar. Det vore intressant att göra en mer grundlig jämförelse mellan dessa beräkningar och de iakttagelser som lantbrukarna gjort på sina skiften för att om möjligt kunna avgöra om detta är ett bra arbetssätt när åtgärdsprogrammen ska detaljplaneras i framtiden.

Troligtvis går det att utarbeta förslag till åtgärder även utan så detaljerad information som använts i denna rapport. Dock är det av stor betydelse att Länsstyrelse och lantbrukare möts under andra former för att ge en grogrund till ett gott samarbete. Det är av största vikt att ett åtgärdsprogram är förankrat hos lantbrukarna som kommer att utföra åtgärderna. Inför framtiden vore det önskvärt att i en hög grad involvera lantbrukare i arbetet med att ta fram lämpliga åtgärder eftersom de har mycket att bidra med både i form av kännedom om området och kunskap kring hur marken kan och bör brukas.

Resultaten från denna rapport kommer att presenteras för lantbrukarna i området under våren 2008. Rapporten är ett underlagsmaterial för en diskussion kring hur man kan gå vidare med åtgärder för en förbättrad vattenkvalitet i Milsbosjöarna. Under mötet kommer det därför att ges utrymme för en diskussion kring de åtgärder som framkommit i rapporten. En förhoppning är också att det kommer fram idéer om hur ett samarbete kring arbetet med åtgärdsprogram kan se ut i framtiden där lantbrukarna, LRF och Länsstyrelsen utgör varsin part.

Kunskapen kring effekten av olika åtgärder för att minska fosforförlusterna från lantbruket är i många fall bristfällig. En aspekt av detta är att det är svårt att förutsäga hur lång tid som krävs för att nå önskad effekt. Troligtvis handlar det i vissa fall inte om enstaka år utan snarare om decennier innan åtgärderna ger synbara effekter. En medvetenhet om detta är viktig för att motivera lantbrukare och andra som vidtar åtgärder att fortsätta arbetet även om inga direkta resultat syns. Det finns ett stort behov av fortsatt forskning och utveckling av åtgärder inom lantbrukssektorn. Vid sidan av detta är det viktigt att följa upp förhållanden i sjöar och i små och stora vattendrag för att kunna utvärdera åtgärder och öka kunskapen kring dessa.

Slutsatser

Övre och Nedre Milsbosjön är eutrofierade till följd av en allt för hög fosforbelastning.

Beräkningar utförda med Fyrismodellen visar på en medeltillförsel på 190 kg P/år till Övre Milsbosjön och på 375 kg P/år till Nedre Milsbosjön.

Fosforbelastningen bör minska med ca 60 kg/år till Övre Milsbosjön och med ca 220 kg/år till Nedre Milsbosjön för att sjöarna ska uppnå god status enligt Ramdirektivet för vatten.

En källfördelningsanalys visar att en stor del av fosforbelastningen härstammar från jordbruket och omfattande motåtgärder krävs för att förbättra vattenkvaliteten i sjöarna. Beräkningarna visade även att det kan finnas en oidentifierad punktkälla i området vilket bör utredas.

För att effektiva åtgärder ska kunna sättas in krävs att riskområden för fosforförluster identifieras. Detta gjordes utifrån data från jordprovtagningen och detaljerad höjddata över området.

Utifrån de förutsättningar som angavs via beräkningar och analyser gavs förslag på ett flertal åtgärder för att minska källorna till fosfor och för att minska transporten av fosfor från jordbruksmark till vatten. Den viktigaste åtgärden för att minska jordbrukets fosforkällor var att gödsla efter markens fosforstatus och grödans behov. För att minska transporten av fosfor gavs bland annat förslag som berörde tidpunkt för spridning av gödsel, omläggning från höstplöjning till vårplöjning, skyddszoner och våtmarker.

Behovet av forskning och utveckling inom området åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark är stort.

Tack...

Boende och jordbrukare i Milsbo som har varit tillmötesgående, ställt upp på intervjuer och som tillät författaren till rapporten och medhjälpare att ta jordprover i området.

Ett stort tack Faruk, min handledare, som har varit ett stort stöd och ständigt bidragit med sina kunskaper i ämnet. Du har varit en stor källa till inspiration!

Ann-Louise Haglund, Therese Carlsson och Daniel Larsson på Länsstyrelsens miljöanalysfunktion för god handledning, allehanda hjälp och trivsamt sällskap.

Martin Henriksson på Länsstyrelsens lantbruksenhet för utförande av en stor del av intervjuerna.

Björn Nylander på Mule konsult för all hjälp med jordprovtagningen och granskning av rapporten.

Tack Jan – du gör underverk med min vardag.

Referenser

Tryckta källor

- Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Whiteley, H.R., Lalonde, M.N., Kaushik, K. K. 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. *J. Environ. Qual.* 32, 613-619.
- Andersson, A. 1999. Stallgödselanvändningen – miljö- och uthållighetsaspekter. SLU Fakta jordbruk nr 19.
- Andersson, J. 2003. En sammanställning av forskningsresultat angående växtnäring och jordbearbetning i åkermark. Inriktad mot mjälarika jordar i Dalarna. Länsstyrelsen Dalarna.
- 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 7/2007
- Boesch, D., Hecky, R., O'Melia, C., Schindler, D., Seitzinger, S. 2006. Eutrophication of Swedish Seas. SNV Report 5509.
- Brady, Nyle C., Weil, Ray R., 2002. The nature and properties of soils. 13th edition. Upper Saddle River, New Jersey.
- Braskerud, B. C. 2002. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19 (2006) 41-61.
- Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.-G.B., Ulén, B., Koskiaho, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions?. *J. Environ. Qual.* 34, 2145-2155
- Börling, K. 2003. Phosphorus Sorption, Accumulation and Leaching. Effects of long-term inorganic fertilization of cultivated soils. Doctoral thesis. Agraria 428.
- Corell, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication in receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27:261-266.
- Djodjic, F. 2001. Displacement of phosphorus in structured soils. Doctoral thesis. Uppsala.
- Djodjic, F., Montas, H., Shirmohammadi, A., Bergström, B. & Ulén, B. 2002. A decision support system for phosphorus management at a watershed scale. *J. Environ. Qual.* 31:937-945.
- Djodjic, F. 2008. Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat område i Dalarna. Kommer att publiceras under 2008.
- Egnér, H. Riehm, H. & Domingo, W. R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbrukshögskolans Ann.* 26: 199-215.
- Ejhed, H., Brandt, M., Djodjic, F., Olshammar, M., Ryegård, A., Johnsson, H., Larsson, M., Nisell, J., Rapp, L. & Bränvall, G. 2007. Miljömålsuppföljning Ingen övergödning 1995 och 2005. SMED på uppdrag av Naturvårdsverket.
- Eriksson, J., Nilsson, I., Simonsson, M. 2005. Wiklanders marklära. Lund.

- Grip, H., Rodhe, A. 1994. Vattnets väg från regn till bäck. Uppsala.
- Hansson, K., Wallin, M., Lindgren, G. 2006. The FYRIS model Version 2.0. A tool for catchment-scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus. Department of Environmental Assessment. Report 2006:16.
- Hellberg, L. 2004. RENT-VATTEN I Öresundsregionen – en åtgärdsinventering. Interreg IIIA.
- Hesketh, N., Brookes, P.C. 2000. Development of an Indicator for Risk of Phosphorus Leaching. *J. Environ. Qual.* 29:105-110.
- Jordbruksverket. 2005:1. Statens jordbruksverks allmänna råd om lagring och spridning av gödsel mm.
- Jordbruksverket. 2006. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2007. Rapport 2006:33
- Jordbruksverket. 2006:66. Föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring. Statens jordbruksverks författningssamling. SJV, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2007. Miljöersättningar 2007. Broschyr finns på www.sjv.se
- Kungliga Lantbruksstyrelsen. 1965. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk kontrollstation och lantbrukskemisk station med av staten fastställda stadgar. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser mm, Nr 1.
- Kvarnäs, H. 1996. Modellering av näringsämnen i Fyrisåns avrinningsområde. Källfördelning och retention. Vätternvårdsförbundet, rapport nr 46. ISSN 1102-3791.
- Leinweber, P., Turner, B. L., & Meissner, R. 2002. Phosphorus. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Haygarth, P. M. & Jarvis, S.C. (eds). CABI Publishing, Wallingford, UK. pp 29-55.
- Länsstyrelsen Dalarna. Miljöanalysfunktionen. PM 2007-08-07 – hur refererar man till detta?
- Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282–290.
- Naturvårdsverket, 1997. Förlust av fosfor från jordbruksmark. Rapport 4731.
- Naturvårdsverket, 1999. Miljö kvalitetsmål 6. Ingen övergödning. Rapport 4999.
- Naturvårdsverket, 2003. Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar. Rapport 5288.
- Naturvårdsverket, 2005. En bok om svensk vattenförvaltning. Rapport 5489.
- Naturvårdsverket, 2007a. Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålarbetet. Preliminär rapport – har därför varken datum eller rapportnummer
- Naturvårdsverket, 2007b. Handbok 2007:x, remissversion. Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.
- Persson, K. 1999. Mindre fosforförluster på värplöjda mjälajordar. SLU Fakta jordbruk nr 14.
- Ramdirektivet för vatten. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. 2000.
- Rydberg, J., Bigler, C., Wallin, J-E., Renberg, I. 2006. Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena. Rapport från Länsstyrelsen Dalarnas Län 2006:34.

- SCB Statistiska centralbyrån. 2005. Jordbruksstatistisk årsbok 2005. Örebro.
- SFS 1998:808 Miljöbalken.
- SFS 1998:915 Förordning om miljöhänsyn i jordbruket – lagringskapacitet stallgödsel.
- SFS 2004:660 Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.
- SGU, 2007. Jordartskartan.
- Schofield, R.K. 1955. Can a precise meaning be given to available phosphorus. *Soils Fert.* 18:373–375.
- Schwertmann, U. 1964. Differenzierung der eisenoxide des bodens durch photochemische extraktion mit sauer ammoniumoxalat-lösung. (In German.) *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 105:194–202.
- Sharpley, A.N., Rekolainen, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. P. 1-53. In Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. & Johnston, A.E. (eds.) *Phosphorus loss from soil to water*, C.A.B. International, Wallingford, UK.
- Stähli, M. 1997. Heat and water transfer in the frozen soil environment. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Agraria* 72, 35 pp. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Svenskt Sigill. 2008. Handbok för IP Sigill. Broschyren finns på www.svensktsigill.com
- Taiz, L., Zeiger, E. 2002. *Plant Physiology*. Third edition. Sunderland, Massachusetts.
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., Havlin, J.L. 1993. *Soil Fertility and Fertilizers*. 5th edition. MacMillan Publishing Co., New York, 446 pp.
- Torstensson, G., Aronsson, H., Bergström, L. 2006. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agron. J.* 98, 603-615.
- Ulén, B. Fosforförluster från mark till vatten. 2005. Naturvårdsverket rapport 5507.

Internetkällor

- Miljömålsportalen. www.miljomal.nu (2007-10-12)
- SMED. Svenska Miljöemissionsdata. www.smed.se (2008-02-28)
- Vattenportalen. www.vattenportalen.se (2007-10-12)
- Yara. <http://fert.yara.se/se/> (2008-01-31)

Personliga meddelanden

- Carlsson, T. Länsstyrelsen Dalarna. 2008-02-21
- Haglund, A-L. Länsstyrelsen Dalarna. 2007-11-20
- Haglund, A-L. Länsstyrelsen Dalarna. 2008-02-22
- Nylander, B. Mule konsult. 2008-02-04
- Sennblad, P. Länsstyrelsen Dalarna. 2008-02-22

Bilaga 1. Frågeformulär

Om en uppgift inte är aktuell, markera med streck

Brukare:

| | |
|-------------------------|--|
| Block | |
| Skifte | |
| Areal (ha) inom området | |

| | 2005 | 2006 | 2007 | Historik |
|-------------------------------|------|------|------|----------|
| Gröda | | | | |
| Plöjning (datum) | | | | |
| Riktning mot/tvårs lutningen | | | | |
| Annan bearbetning | | | | |
| Datum | | | | |
| Riktning mot/tvårs lutningen | | | | |
| Insådd (vall eller fånggröda) | | | | |
| Insådd (datum) | | | | |

Gödsling till grödan inkl. hösten före

| | 2005 | 2006 | 2007 | Historik |
|---------------------------------------|------|------|------|----------|
| Handelsgödsel (sort) | | | | |
| Giva (kg/ha) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |
| Handelsgödsel (sort) | | | | |
| Giva (kg/ha) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |
| Handelsgödsel (sort) | | | | |
| Giva (kg/ha) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |
| Stallgödsel (djurslag och typ) | | | | |
| Giva (ton/ha) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |
| Tid till nerbrukning (tim) | | | | |
| Stallgödsel (djurslag och typ) | | | | |
| Giva (ton/ha) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |
| Tid till nerbrukning (tim) | | | | |

Skörd

| | 2005 | 2006 | 2007 | Historik |
|---|------|------|------|----------|
| Tidpunkt(er) (datum) | | | | |
| Totalskörd exl. Ensilage (kg/ha), ej ts | | | | |
| Ensilage (ton/ha) | | | | |
| Antal vallskördar | | | | |
| Halm/blast kvar på fältet (ja/nej) | | | | |

Jordbearbetning efter skörd

| | 2005 | 2006 | 2007 | Historik |
|------------------------------|------|------|------|----------|
| Åtgärd (typ) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |
| Riktning mot/tvårs lutningen | | | | |
| Åtgärd (typ) | | | | |
| Tidpunkt (datum) | | | | |

| | | | | |
|------------------------------|--|--|--|--|
| Höstplöjning (datum) | | | | |
| Riktning mot/tvärs lutningen | | | | |
| Gröda, stubb etc. vinter | | | | |
| Höstsådd (datum) | | | | |

Allmänt om odlingsåret (regningt vårbruk, torka etc.)

2006
2007

Markkarteringsvärden

| | |
|----------|-------------|
| Jordart | Övrigt |
| Lerhalt | |
| Sandhalt | |
| Mo/mjåla | Kommentarer |
| PAL | |
| PHCI | |
| Mullhalt | |

Dränering

| | |
|-----------------|--------|
| Täckdiken | Ja/Nej |
| Ytvattenbrunnar | Ja/Nej |
| Igenslamning | |
| Dikesrensning | |
| Kommentar | |
| Funktion | |
| Finns karta? | |
| Rita på kartan | |

lakttagelser

| | |
|----------------------------|--|
| Ytavrinning | |
| Rita på kartan | |
| Tidpunkt | |
| Frekvens | |
| Erosion | |
| Rita på kartan | |
| Tidpunkt | |
| Frekvens | |
| Rännilar | |
| Sedimentation | |
| Rita på kartan | |
| Stående vatten | |
| Rita på kartan | |
| Menföre | |
| Rita på kartan | |
| Flytskred | |
| Befintlig skyddszon | |
| Rita på kartan | |
| Otillräcklig | |
| Kommentarer | |

Övrigt

Avstånd gödsellager till vattendrag,
dike, täckdike

Rita på kartan

Avstånd ensilagelager till vattendrag, dike täckdike

Rita på kartan

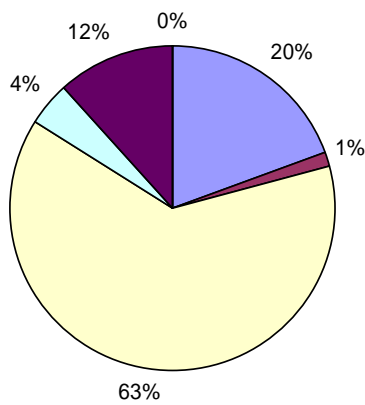
Enskilt avlopp

Typ

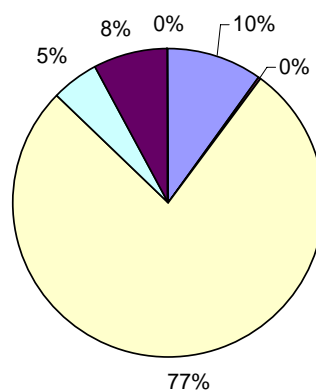
Bilaga 2. Källfördelning av fosfor

Källfördelningen av fosfor till samliga delavrinningsområden beräknat med Fyrismodellen. Diagrammen motsvarar källfördelningen av den utgående mängden fosfor från varje delavrinningsområde (tabell 9, kolumnen Transport). Det innebär att hänsyn har tagits till den sammanlagda fosfortillförseln från de delavrinningsområden som bidrar med flöde till det specifika delavrinningsområdet.

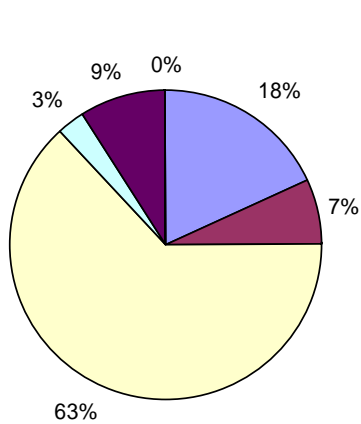
- Skog
- Hygge
- Jordbruk
- Öppen mark
- Enskilda avlopp
- Punktkällor



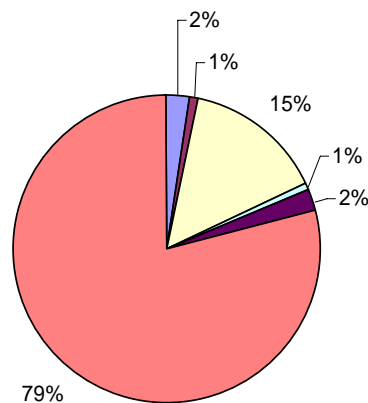
15



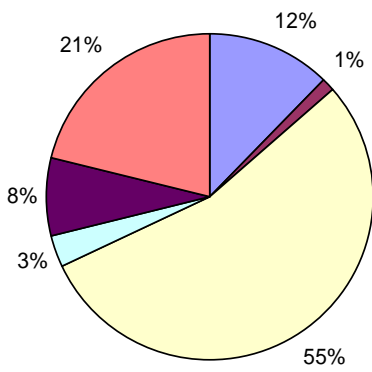
16



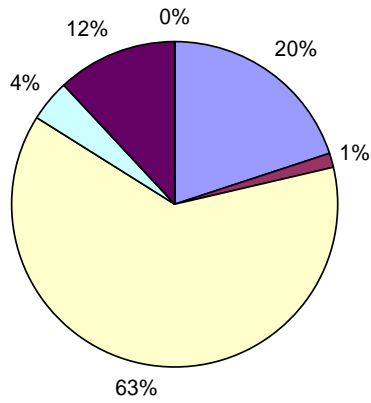
17



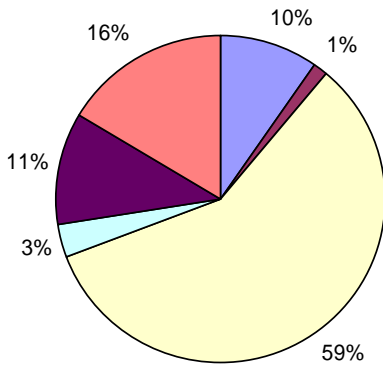
18



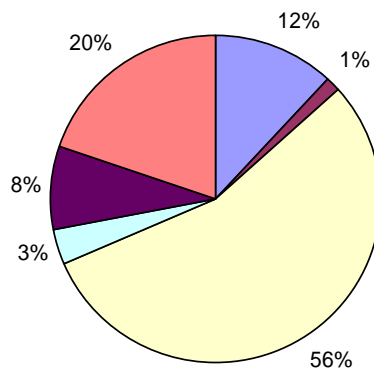
19



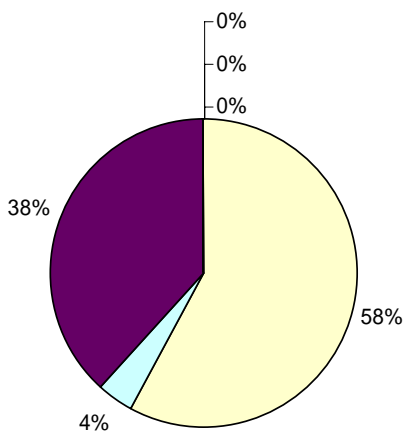
20



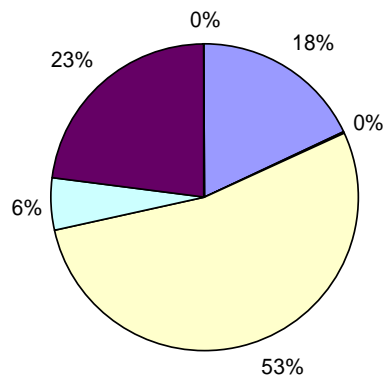
23



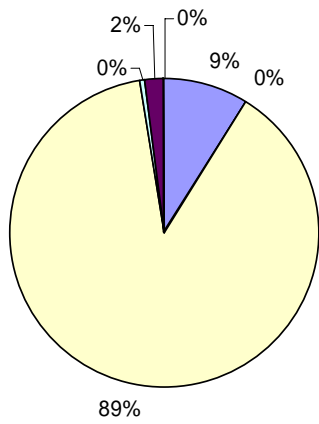
24



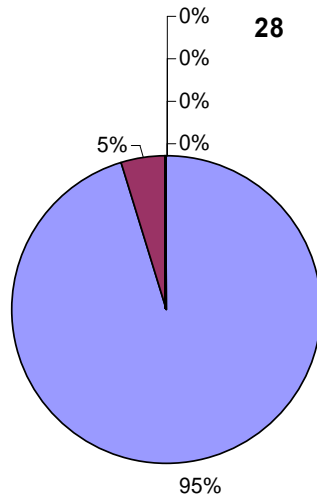
25



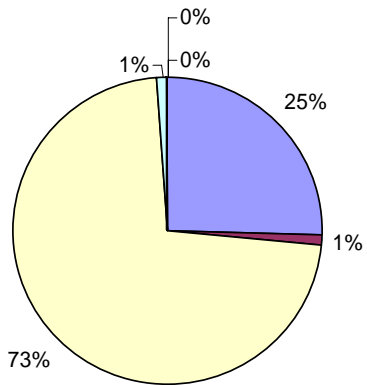
26



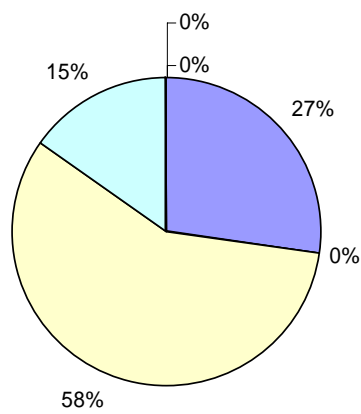
27



28



29



30



Länsstyrelsen Dalarna
791 84 Falun
Tfn (vx) 023-810 00, Fax 023-813 86
lansstyrelsen@w.lst.se
www.w.lst.se



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN