

.....Kväve och fosfor.....

väve och fosfor.....

.....Kväve och fosfor...

...Kväve och fosfor.....

.....Kväve och fosfor.....

.Kväve och fosfor.....

.....Kväve och fos

.....Kväve och fosfor.....

.....Kväve och fosfo

Kväve fosfor & till Vänern och Västerhavet

**Transporter, retention och åtgärdsscenarioer
inom Göta älvs avrinningsområde**

**Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet
– Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde.**

Rapporten finns i sin helhet på tillhörande cd och som pdf-fil på utgivarnas webbplatser.

Författarna ansvarar för innehållet i rapporten.

TEXT OCH FORMGIVNING: Lars Sonesten, Institutionen för Miljöanalys, SLU

TRYCK: Ekblads, Västervik

TRYCKÅR: 2004

UPPLAGA: 800 ex

UTGIVEN AV:

Länsstyrelsen i Västra Götalands län, www.o.lst.se, rapport nr 2004:33. ISSN: 1403-168X

Länsstyrelsen i Värmlands län, www.s.lst.se, rapport nr 2004:17

Vänerns vattenvårdsförbund, www.vanern.se, rapport nr 29. 2004. ISSN: 1403-6134

Förord

Denna rapport utgör slutredovisningen av projektet ”Källfördelning av kväve- och fosfortillförseln till Vänern och Göta älv”. Projektet har utförts av SLU på uppdrag av länsstyrelserna i Västra Götaland och Värmlands län, samt Vänerns vattenvårdsförbund. Arbetet ingår i en samlad strategi för att begränsa kväve- och fosforbelastningen inom hela Vänern och Göta älvs avrinningsområde. Föreliggande utredning avser att vara ett viktigt informationsunderlag för berörda länsstyrelser, kommuner och andra myndigheter, samt för enskilda företag för att minska kvävebelastningen på Vänern och Västerhavet. Dessutom skall arbetet kunna utnyttjas som ett underlag för att begränsa fosforbelastningen på sjöar och vattendrag inom avrinningsområdet. Bakgrunden till detta är bland annat de krav på minskad belastning som anges i de nationella miljömålen. Där anges bl.a. att kvävetillförseln till haven söder om Ålands hav skall senast 2010 ha reducerats med minst 30% räknat från 1995 års nivå, samt att fosfortillförseln under samma tid skall kontinuerligt ha minskats.

Rapporten har utarbetats av Lars Sonesten och medförfattare har varit Mats Wallin och Hans Kvarnäs, samtliga vid Institutionen för miljöanalys vid SLU. Inom projektet har även Stefan Löfgren och Jakob Nisell vid Institutionen för miljöanalys, samt Holger Johnsson, Barbro Ulén och Kristina Mårtensson vid Institutionen för markvetenskap, avd. för vattenvårdslära, SLU, medverkat. Samtliga ovan nämnda har ingått i projektgruppen där Mats Wallin varit projektledare. Hans Kvarnäs har svarat för källfördelningsmodelleringen och åtgärdssimuleringarna. Lars Sonesten har haft ansvaret för kvalitetssäkring av SRK- och punktutsläppsdata, beräkningar av utsläpp från enskilda avlopp, mjölkrum och andra mindre punktkällor, samt sammanställt och utvärderat resultaten från projektet. Jakob Nisell har stått för GIS-beräkningar. Stefan Löfgren har ansvarat för närsaltsläckage från skogsmark. Barbro Ulén har bidragit med uppgifter rörande fosforläckage från jordbruksmark. Holger Johnsson och Kristina Mårtensson har bidragit med beräkningar av kväveläckage inom jordbruket.

Ord- och begreppsförklaringar

Antropogen belastning	Mänskligt orsakad belastning, här beräknad som dagens belastning minus den uppskattade naturliga bakgrundsbelastningen.
Areal specifik) närsaltsförlust	Närsaltsförlust per ytenhet (t.ex. kg/ha•år .
Avrinningsområde (ARO	Område med ett gemensamt utlopp för ytavrinningen. Begränsas av en ytvattendelare.
Betesmark	Se Vall.
Bruttobelastning	Belastning utan hänsyn till ev. retention, dvs. den belastning som når markens rotzon eller vattendraget.
Delavrinningsområde Del-ARO	Del av ett större avrinningsområde.
Diffus belastning/-källa	Närsaltsbelastning via markläckage, hårdgjorda ytor och atmosfärisk deposition på sjöytor.
HBV	Se Faktaruta 2.
Hårdgjorda ytor	Belastning från tätorter och övrig bebyggelse som härrör från atmosfärisk deposition på dessa ytor (dagvatten .
<i>Limes norrlandicus</i>	Den förhållandevis skarpa biologiska och naturgeografiska gräns som i stort sett går igenom landet från väster i höjd med Karlstad-trakten till Närke, för att sedan vika av upp mot Gävle (källa: Sveriges Nationalatlas tillgänglig via http://www.sna.se .
Markläckage	Närsaltsläckage från omgivande mark till vatten.
Nettobelastning	Belastning efter retention i systemet, dvs. den andel av belastningen som transporteras vidare i systemet
Punktutsläpp/-källa	Närsaltsutsläpp från en väldefinierad plats, t.ex. ett avloppsreningsverk.
Retention	Närsaltsavskiljning i ett vattensystem genom sedimentation, upptag av organismer och/eller denitrifikation. Retentionen i mark sker även genom fastläggning/bindning till markpartiklar.
Röda kartan	Lantmäteriverkets digitala översiktskarta med upplösningen 25 m.
SOILNDB	Se Faktaruta 3.
Tillrinningsområde	Område uppströms ett ytvattenobjekt som t.ex. en sjö i ett avrinningsområde. Begränsas av en ytvattendelare och strandlinjen (avrinningsområdets yta minus vattenytan .
TRK	Se Faktaruta 1.
Typhalt	Närsaltshalt i avrinnande vatten från rotzonen vid olika markanvändningar. Halterna har normaliserats för avrinningen 1961-1990.
Vall	Har indelats i intensivt och extensivt odlad vall. Den intensivt odlade vallen som här benämns "vall", är en del av växtföljden på åkermarken, vilken gödslas och skördas som övriga grödor. Den extensivt odlade vallen benämns här "betesmark" och ingår inte i växtföljden, utan betraktas som en monokultur som inte gödslas.
Vattensystem	Ett definierat avrinningsområde t.ex. Klarälven.
Ytvattendelare	Höjdrygg eller annan geologisk bildning som särskiljer avrinningsområden.

Innehåll

Förord

Ord- och begreppsförklaringar

Sammanfattning 8

1. Inledning 10

1.1 Bakgrund och syfte 10

1.2 Målsättning 10

1.3 Avgränsningar i tid och rum 10

1.4 Allmän beskrivning av Göta älvs avrinningsområde 10

2. Bakgrundsdata 10

2.1 Områdesindelning 11

2.3 Avrinning 11

2.3.1. Avrinning för beräkning av kväveläckage från jordbruket 13

2.4 Klimatdata 13

2.5 Vattenkemiska data och närsaltstransporter 14

3. Beräkningar av kväve- och fosforbelastning 14

3.1 Punktkällor 15

3.1.1 Avloppsreningsverk och industrier (inkl. bräddning) 15

3.1.2 Djurhållning 17

3.1.2.1 Gödselanläggningar 17

3.1.2.2 Mjölkrum 17

3.1.2.3 Minkfarmar 18

3.1.2.4 Fiskodlingar 18

3.1.3 Enskilda avlopp 18

3.1.4 Kända punktkällor som saknas 19

3.2 Diffusa källor 19

3.2.1 Kväve- och fosfordeposition på sjötor 20

3.2.3 Dagvatten/atmosfärisk närsalts-deposition på hårdgjorda ytor 20

3.2.3 Markläckage 20

3.2.3.1 Jordbruksmark (åkermark inkl. vall och betesmark) 20

3.2.3.3 Skogsbrukets effekter 24

3.2.3.4 Myrmark 24

3.2.3.6 Övrig öppen mark (impediment, berg i dagen mm) 25

3.3 Arealförluster 25

4. Källfördelning, retention och närsaltsbelastning	26
4.1 Källfördelning av närsaltstillförsel	26
4.1.1 Geografisk fördelning	26
4.1.2 Jämförelser mellan olika vatten-system inom Göta älvs ARO	26
4.2 Retention av fosfor och kväve i delavrinningsområden	27
4.3 Arealspecifika närsaltsförluster	27
4.4 Närsaltsbelastningen på Vänern och Västerhavet	27
4.4.1 Kvävebelastning	28
4.4.2 Fosforbelastning	28
4.4.3 Förändringar i närsaltsutsläpp från punktkällor	29
4.4.3.1 Förändrade punktutsläpp 1995–1999	29
4.4.4 Närsaltsretentionen i Vänern	50
4.5 Antropogen närsaltsbelastning	50
4.5.1 Antropogen närsaltsbelastning på Vänern	51
4.6 Näringstillståndet i Vänern	51
5. Åtgärder för minskad närsaltsbelastning	56
5.1 Beskrivningar av åtgärdssimuleringar och sammanfattande resultat	56
5.3 Slutsatser av åtgärdsscenarierna	91
5.3.1 Kväveåtgärder	91
5.3.2 Fosforåtgärder	91
5.3.3 Vad krävs för att uppnå miljömålen?	92
5.4 Åtgärder som inte har ingått i scenarierna	92
5.4.1 Förbättrad markstruktur	92
5.4.2 Minimerad jordbearbetning	92
5.4.3 Balanserad gödsling	92
5.4.5 Kantzoner	93
5.5 Kostnadseffektivitet	93
6. Närsaltsomsättningen inom olika vattensystem (finns endast på cd:n)	
Borgviksälven	96
Norsälven	100
Klarälven	104
Alsterälven	108
Visman	112
Gullspångsälven	116
Friaån	120
Tidan	124

Sjöråsån	128
Lidan	132
Nossan	136
Dalbergsån	140
Upperudsälven	144
Byälven	148
Säveån	152
Mölnadalsån	156
Närområdet och mindre tillflöden till Vänern	160
7. Litteraturförteckning	164

8. Bilagor

- Bilaga 1. Vattendragsmodellen - allmän beskrivning
- Bilaga 2. Modellkalibrering
- Bilaga 3. Jämförelser mellan modellerade och uppmätta närsaltstransporter för de större vattensystemen inom Göta älvs avrinningsområde
- Bilaga 4. Vänerns vattenbalans/magasinerings
- Bilaga 6. Fosfortyphalter från olika markanvändningsslag.
- Bilaga 7. Belastning och retention för Vänern och Göta älv
- Bilaga 8. Kväve- och fosforretention i sjöar
- Bilaga 9. Kväve- och fosfortransporter (ton/år), samt kväve- och fosforhalter mg/l) inom Göta älvs avrinningsområde

Sammanfattning

Institutionen för miljöanalys vid SLU har på uppdrag av Länsstyrelserna i Västra Götalands län och Värmlands län, samt Vänerns vattenvårdsförbund beräknat källfördelning och retention av kväve och fosfor inom Göta älvs avrinningsområde. Dessutom har ett 20-tal olika åtgärdssimuleringar utförts för att peka på effektiva och praktiskt genomförbara åtgärder för att minska närsaltsbelastningen dels lokalt inom området, dels på Västerhavet. Arbetet ingår i den projektplan som tagits fram av länsstyrelserna och Vänerns vattenvårdsförbund för att få en samlad kväve och fosforstrategi för hela Väner-Göta älvs avrinningsområde.

Arbetet baseras till stor del på material insamlat från det s.k. TRK-projektet Transport-Retention-Källfördelning – Belastning på havet, vilket har gjort ett samlat arbete för hela Sverige. TRK-projektet bygger på att alla källor till läckage och utsläpp kan beräknas eller uppskattas från vetenskapliga studier, nationell statistik och miljöövervakningsdata. I detta arbete har vi dock, så långt det har varit möjligt, arbetat med en högre geografisk upplösning för att få ett så bra underlagsmaterial som möjligt. Till exempel har regionala och lokala utsläppsdata använts för att hålla denna högre upplösning.

Jordbruksmarkens läckage av kväve har i både detta arbete och TRK beräknats med modellen SOILNDB, medan skogsmarkens läckage liksom fosforläckaget från jordbruksmark baseras på enklare regressionssamband. Läckaget från övrig mark har skattas från studier i typområden. GIS-verktyg har använts för att fördela och beräkna källorna geografiskt med bakgrund av modellerna för skogs- och jordbruksmark.

Modellberäkningarna har till största delen kalibrerats med hjälp av vattenkemiska data från olika övervakningsprogram inom den samordnade recipientkontrollen (SRK). Dessutom ingår data från ett antal av länsstyrelsernas regionala miljöövervakningsstationer, samt några ur den nationella miljöövervakningen. Vid kalibreringarna av modellen har vattenföringen och vattenkemiska data, samt uppgifter rörande punktutsläpp för perioden 1985–1999 använts. Övriga data gäller för 1999. Vid åtgärdssimuleringarna har vattenföringen för hela perioden använts, medan utsläppsdata har begränsats till 1999. De första fem åren av perioden används dock inte i redovisningarna, utan dessa år har använts för att låta modellen hinna stabilisera sig till den nya närsaltsnivån.

Närsaltstillförseln inom Göta älvs avrinningsområde domineras till stor del av tillförsel från skogs- och åkermark. Generellt sett dominerar tillförseln från skogsmark den norra delen av avrinningsområdet, vilket domineras av de s.k. skogsälvarna Upperudsälven, Byälven, Borgviksån, Norsälven, Klarälven och Gullspångsälven. I de nedre delarna av dessa vattensystem är dock bidraget från åkermark mer påtagligt. I avrinningsområdets södra del kommer närsalterna framförallt från åkermark och området domineras av jordbruksåarna Friaån, Tidan, Sjörsån, Lidan, Nossan och Dalbergsån.

Åkermarksläckaget är även betydelsefullt för kvävebelastningen inom hela Vänerns närområde och för fosforbelastningen på Dalbosjöns närområde. Fosfortillförseln inom Värmlandssjöns närområde utgörs däremot till största delen av olika punktutsläpp.

Lokalt förekommer betydande närsaltstillförsel från olika punktkällor. Dessa domineras av utsläpp från reningsverk, samt vissa industrier och fiskodlingar. Störst betydelse för den totala belastningen inom Göta älvs avrinningsområde har Ryaverkets ARV i Göteborg, vilket dels beror på att reningsverket är den i särklass största enskilda punktkällan för både kväve och fosfor inom området, dels på utsläppets närheten till älvens utlopp i havet. Närheten till havet gör att närsaltsutsläppet inte hinner påverkas av någon retention inom vattensystemet utan belastar havet mer eller mindre oavkortat.

Fosforbelastningen från enskilda avlopp är betydelsefull för tillskottet från samtliga vattensystem och bidrar generellt sett med ca. 20-25% av den totala fosfortillförseln till de olika älvarna. För kvävebelastningen är däremot de enskilda avloppen av mindre betydelse och bidrar endast med ca. 5% av den totala belastningen på samtliga vattensystem.

Närsaltstillförsel via atmosfärisk deposition domineras av kvävedeposition på sjöytor och är naturligt nog störst i de sjörrikaste delarna av avrinningsområdet. På grund av den mycket stora sjöyta som Vänern representerar är depositionen av såväl kväve som fosfor den i särklass största närsaltskällan inom själva sjön. Endast ett marginellt tillskott härrör från fiskodlingar, samt jordbruk på Vänerns större öar.

Närsaltsläckaget från betesmark, samt användandet av fosfathaltiga rengöringsmedel i mjölkkrum har en liten betydelse för den storskaliga närsaltstillförseln.

De arealspecifika närsaltsförlusterna är höga till mycket höga inom den jordbruksdominerade södra delen av avrinningsområdet, samt Vänerns närområde klass 4–5 enl. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet . I vissa delavrinningsområden är förlusterna t.o.m. extremt höga >32 kg N/ha•år, resp. >0,64 kg P/ha•år . I den skogsdominerade norra delen av området är däremot närsaltsförlusterna generellt låga eller måttliga (klass 2–3), samt i vissa delavrinningsområden t.o.m. mycket låga (klass 1 .

Närsaltsbelastningen på Väner och Västerhavet är störst från de jordbruksdominerade vattensystemen i den södra delen av området, samt Vänerns närområde. Detta beror dels på att närsaltstillförseln är störst inom dessa vattensystem, dels på att dessa vattensystem även ligger nära utloppet i havet och därigenom utgör en större belastningskälla för havsmiljön. För 1999 beräknas kvävebelastningen på Väner totalt ha uppgått till knappt 20 000 ton, medan belastningen på Västerhavet var nära 16 000 ton. Fosforbelastningen på Väner uppskattas till att samma år ha varit 433 ton och på Västerhavet ca. 322 ton.

Det antropogena tillskottet av kväve till den uppskattade naturliga belastningen uppgår till ca. 14 000 ton per år på Väner, dvs. en ökning med 270% jämfört med den uppskattade naturliga belastningen på ca. 5 200 ton per år. Den antropogena belastningen på Västerhavet beräknas uppgå till 11 000 ton per år, vilket skall jämföras med den uppskattade naturliga belastningen på ca. 4 800 ton per år +230% . Den antropogent orsakade ökningen av fosforbelastningen beräknas uppgå till ca. 260 ton per år för Väner, vilket är en ökning med 146% jämfört med den uppskattade naturliga belastningen på 176 ton per år. Motsvarande belastningsökning på havet är 217 ton per år, vilket skall jämföras med den naturliga belastningen på ca. 105 ton per år (+207% .

Närsaltsretentionen, dvs. förlusterna av närsalter i ett system, styrs till största delen av hur mycket sjöar, vattendrag och våtmarker som finns i ett område. Detta gör att retentionen av både kväve och fosfor är störst i vattenrika system som t.ex. de olika vattensystemen i Dalsland. Stora delar av Tidans och Nossans avrinningsområden, samt Göta älvsdalen har däremot betydligt lägre fosforretention än förväntat. Orsaken till dessa mycket låga fosforretentioner är oklar. En alternativ förklaring kan dock vara att jordbruksläckaget i området har underskattats.

De belastningsreducerande åtgärder som enligt modellsimuleringarna har de största effekterna på kvävebelastningen inom området är dels en allmän reduktion av kvävenedfallet, dels åtgärder inom jordbruket och minskade punktutsläpp. De mest effektiva åtgärderna för att minska fosforbelastningen är att minska tillförseln från enskilda avlopp. Dessutom har anläggandet av våtmarker på åkermark visats ha en god potential för att minska såväl kväve- som fosforbelastningen.

De fyra mest effektiva åtgärdsscenarierna för att begränsa kvävetillförseln var att halvera kvävedepositionen eller belastningen från stora punktkällor, anlägga våtmarker på 3% av åkermarken, samt kombinationsåtgärden dubblera betesmarksarealen, öka mängden betesdjur och minimera användningen av handelsgödsel till förmån för stallgödsel. Dessa åtgärder skulle vardera minska kvävebelastningen på havet med ca. 1 100 – 1 250 ton per år 7–8% per åtgärd . Det krävs således en kombination av flera olika åtgärder för att kunna uppnå miljömålet med en 30%-ig minskning av kvävebelastningen på havsmiljön. Av den totala reduktionen på 1 220 ton per år som skulle uppnås med en halvering av utsläppen från stora punktkällor, skulle knappt 80% utgöras av det minskade utsläppet från Ryaverkets ARV i Göteborg. Detta beror som tidigare nämnts på verkets stora utsläpp och närheten till havet.

Fosforbelastningen på Väner skulle kunna minska med omkring 49–54 ton per år 11–12%) genom att antingen ersätta samtliga enskilda avlopp med slutna system eller att anlägga våtmarker på 3% av åkerarealen. Om man istället för slutna avloppssystem inför minst slamavskiljning+infiltration skulle reduktionen bli ca. 42 ton per år (knappt 10% .

Kostnadseffektiviteten för att införa olika typer av närsaltsbegränsande åtgärder kan variera mycket, men är förhållandevis lite undersökt. Kvävereduktion vid kommunala reningsverk, införande av vintergrön åkermark, samt anläggandet av våtmarker och dammar anses som tämligen ”billiga” och likvärdiga åtgärder m.a.p. kostnaden per kg kväve som avlägsnas. Däremot är det jämförelsevis dyrt att bygga ut lagringskapaciteten för stallgödsel eller att vidta en del av åtgärderna inom trafiksektorn. För att uppnå miljömålet krävs dock som tidigare nämnts en kombination av åtgärder, vilket även har konstaterats i Naturvårdsverkets åtgärdsstrategi för att minska kvävebelastningen på havet (1995). Där anges att arbetet bör inbegripa både åtgärder inom jordbruket, utökad kväverening vid kommunala avloppsreningsverk och anläggning av våtmarker.

1. Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Länsstyrelserna i Västra Götalands län och Värmlands län har tillsammans med Vänerns vattenvårdsförbund tagit fram en samlad kväve och fosforstrategi för hela Vänern och Göta älvs avrinningsområde. Som en del av denna strategi har tillförseln av dessa närsalter till sjöar och vattendrag inom avrinningsområdet kvantifieras och effekterna av olika åtgärder simuleras. En del i detta arbete är denna källfördelning och åtgärdssceneriemodellering av kväve- och fosfortransporter inom avrinningsområdet.

1.2 Målsättning

Inom projektet har källfördelnings- och åtgärds-scenariemodeller för närsaltsflöden i samtliga större tillflöden till Vänern, samt för Göta älv konstruerats. Målsättningen med dessa modeller är att:

- På månadsbasis beskriva arealförluster av kväve och fosfor från enskilda delavrinningsområden under perioden 1985-1999. En särskild redovisning görs för 1995 som är ett jämförelseår inom miljömålsarbetet.
- Bestämma retentionen närsaltsförluster i sjöar och vattendrag.
- Bestämma källfördelning av kväve- och fosfortillförseln till vattensystemet, dvs. tillförseln från olika punktkällor och diffusa källor till sjöar och vattendrag.
- Belysa effekter av tänkta förändringar i avrinningsområdet med hjälp av åtgärds-scenarier.
- Föreslå kostnadseffektiva åtgärder för att reducera närsaltsbelastningen på enskilda vattendrag, Vänern och Västerhavet.

1.3 Avgränsningar i tid och rum

Detta arbete omfattar samtliga 1486 av SMHI:s definierade delavrinningsområden inom Vänern-Göta Älvs avrinningsområde som dessutom har kompletterats med Nordre älv vid mynningen till havet, samt en uppdelning av Vänerns närområde i 26 delområden. Således ingår totalt 1513 delavrinningsområden. Kväve- och fosfortransporter efter retention har beräknats för samtliga delavrinningsområden för perioden 1985-1999 med månadsupplösning. För ett antal utvalda sjöar redovisas dessutom den modellberäknade retentionen. År 2000 har inte tagit med i detta arbete p.g.a. att det var ett hydrologisk sett extremt avvikande år med stora nederbördsmängder och därigenom ovanligt kraftiga vattenflöden inom området. 1995 redovisas separat eftersom detta år är ett jämförelseår inom det nationella och regionala miljömålsarbetet.

1.4 Allmän beskrivning av Göta älvs avrinningsområde

Göta älvs avrinningsområde är 50 233 km² stort, vilket motsvarande ca 10% av landets yta. Avrinningsområdet är därmed det i särklass största i Sverige följt av Torneälv (40 157 km²), Ångermanälven (31 865 km²) och Dalälven (28 953 km²). En del av Göta älvs avrinningsområde ligger i Norge (15%). Den största delen av området ligger dock i Sverige och denna del är fördelad på 6 olika län, varav Värmlands län (43%) och Västra Götalands län (33%) har största andelarna. Området delas dessutom mellan ett flertal kommuner.

2. Bakgrundsdata

En stor del av den bakgrundsdata som har använts inom detta arbete härrör från det s.k. TRK-projektet (Transport, Retention, Källfördelning – Belastning på havet). TRK-projektet bygger på att alla källor till läckage och utsläpp kan beräknas eller uppskattas från vetenskapliga studier, nationell statistik och miljöövervakningsdata. Till skillnad från TRK så har vi i detta projekt, så långt det har

varit möjligt, arbetat med en högre geografisk upplösning för att erhålla ett så detaljerat underlagsmaterial som möjligt. Jordbruksmarkens läckage av kväve har i både TRK och i detta arbete beräknats med modellen SOILNDB, medan skogsmarkens läckage liksom fosforläckaget från åkermark baseras på enklare regressions samband. Läckaget från övrig mark har skattats från studier i typområden. GIS-verktyg har använts för att fördela och beräkna källorna geografiskt med bakgrund av modellerna för skogs- och jordbruksmark.

2.1 Områdesindelning

Göta älvs avrinningsområde har i detta arbete delats in i 18 st. större vattensystem, samt närområdet till Värmlandssjön och Dalbosjön, samt några mindre tillflöden till Vänern figur 1. Samtliga vattensystem har i sin tur delats upp i totalt 1513 delavrinningsområden figur 2. För alla dessa delavrinningsområden har källfördelade kväve- och fosfortransporter beräknats för respektive utloppspunkt.

2.2 Markanvändning

Kunskapen om arealförluster från olika typer av mark begränsas bl.a. av antalet markslag som använts i modellen. De olika markslagen är sjö, skog, hygge, myr, åker, betesmark inkluderar inte betesvall, kalvfjäll, övrig öppen mark, bebyggelse samt tätorter figur 3). Arealer inom Sverige för olika markslag har bestämts utifrån

från Röda kartan med 25 m upplösning (varje pixelruta är 25 25 m). Arealer utanför Sverige Norge har bestämts med hjälp av GRID-Arendals Baltic Drainage Basin Landcover en kartdatabas med 1000 meters spatial upplösning. Någon indelning av den öppna marken i Norge kan inte göras utifrån denna, vilket gör att åker och betesmark är klassade som övrig öppen mark i denna del av området.

Hyggesarealen per delavrinningsområde är söder om "*Limes Norrlandicus*" för definition se 3.2.3.2. baserad på maxvärdet av anmäld och rapporterad avverkning från Skogsstyrelsens databas "Kotten". Kottens värden har kompletterats med uppgifter från Skogsstatistisk årsbok norr om "*Limes Norrlandicus*". Skogsarealen har reducerats med hyggesarealen per delavrinningsområde.

Arealer jordbruksmark har hämtats från Jordbruksverkets databaser, blockkartor som visar den geografiska begränsningen av stödsökta ytor, samt den med blockkartan kopplade IAKS databasen Integrerat Administrations- och KontrollSystem. IAKS innehåller stödsökta arealer. I detta arbete har IAKS för 1999 använts.

2.3 Avrinning

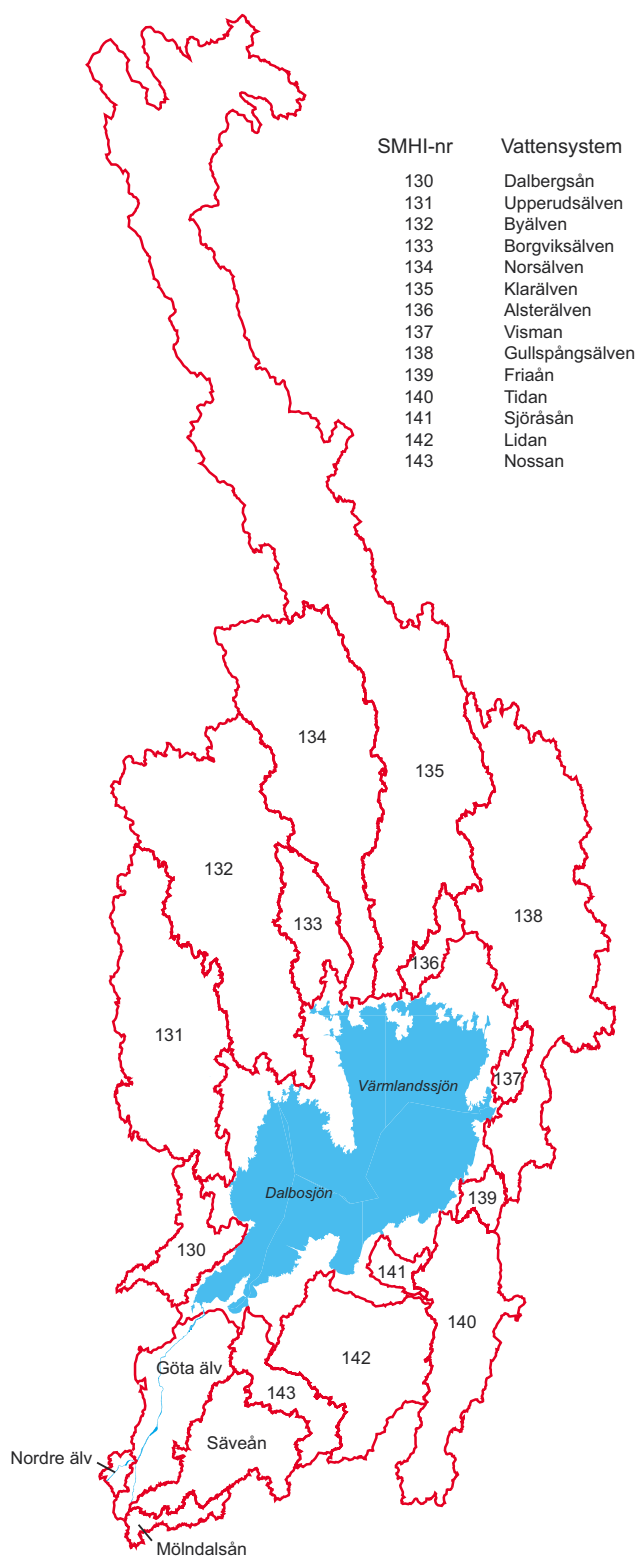
För att kunna beräkna närsaltstransporter krävs uppgifter på vattenföring/-avrinning,

Fakta 1. TRK-projektet

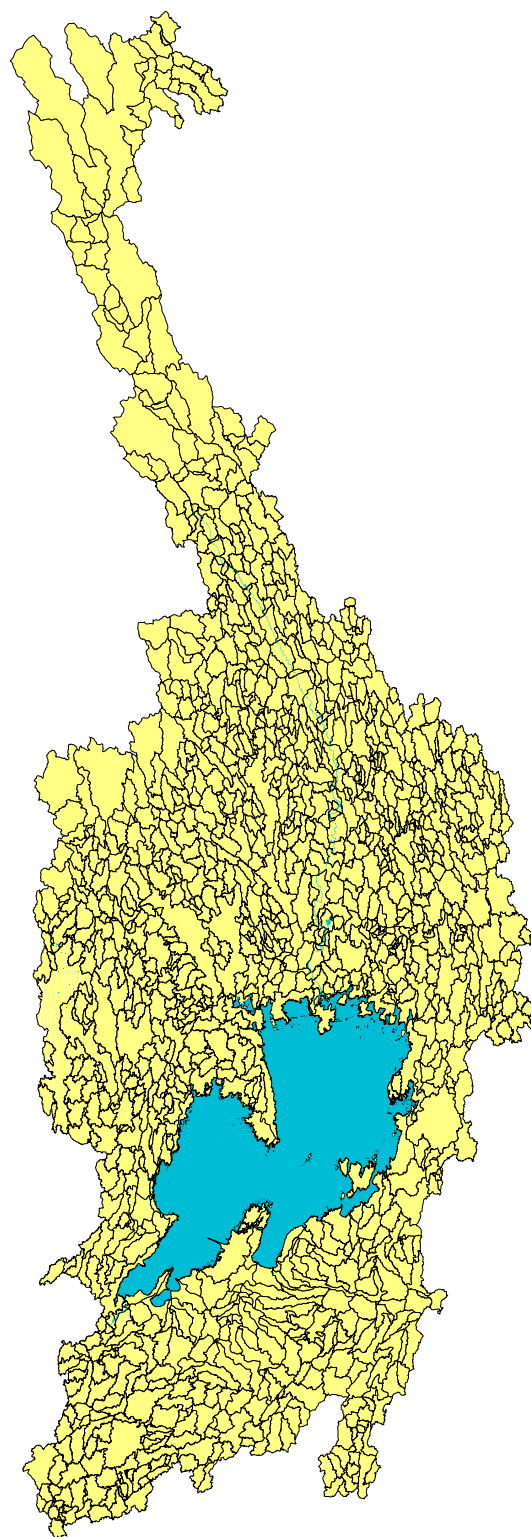
Arbetet omfattar SLU:s och SMHI:s uppdrag av Naturvårdsverket att i första hand beräkna belastningen på Östersjön till HELCOM, PLC-4, Pollution Load Compilation, men uppdraget utvidgades till att även omfatta Västerhavet. Belastningsberäkningar inom TRK gjordes för närsalterna kväve och fosfor, samt för metallerna Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni och Cr i utloppen för landets största vattendrag avrinningsområden > 1000 km², samt till de olika havsbassängerna. Dessutom utfördes en källfördelning av kväve och fosfor, vilket innebär att brutto- och nettobelastning endast kväve, samt retention (avskiljning) beräknades längs vattendragen för delområden. En uppdelning har gjorts i punkt- och diffusa källor, samt naturlig bakgrundsbelastning.

Avsikten med projektet var att arbetet skall resultera i rutiner som kan nyttjas inte enbart för rapportering till HELCOM utan också för annan internationell och nationell rapportering, samt på sikt även för analyser inom EU:s ramdirektiv för vatten.

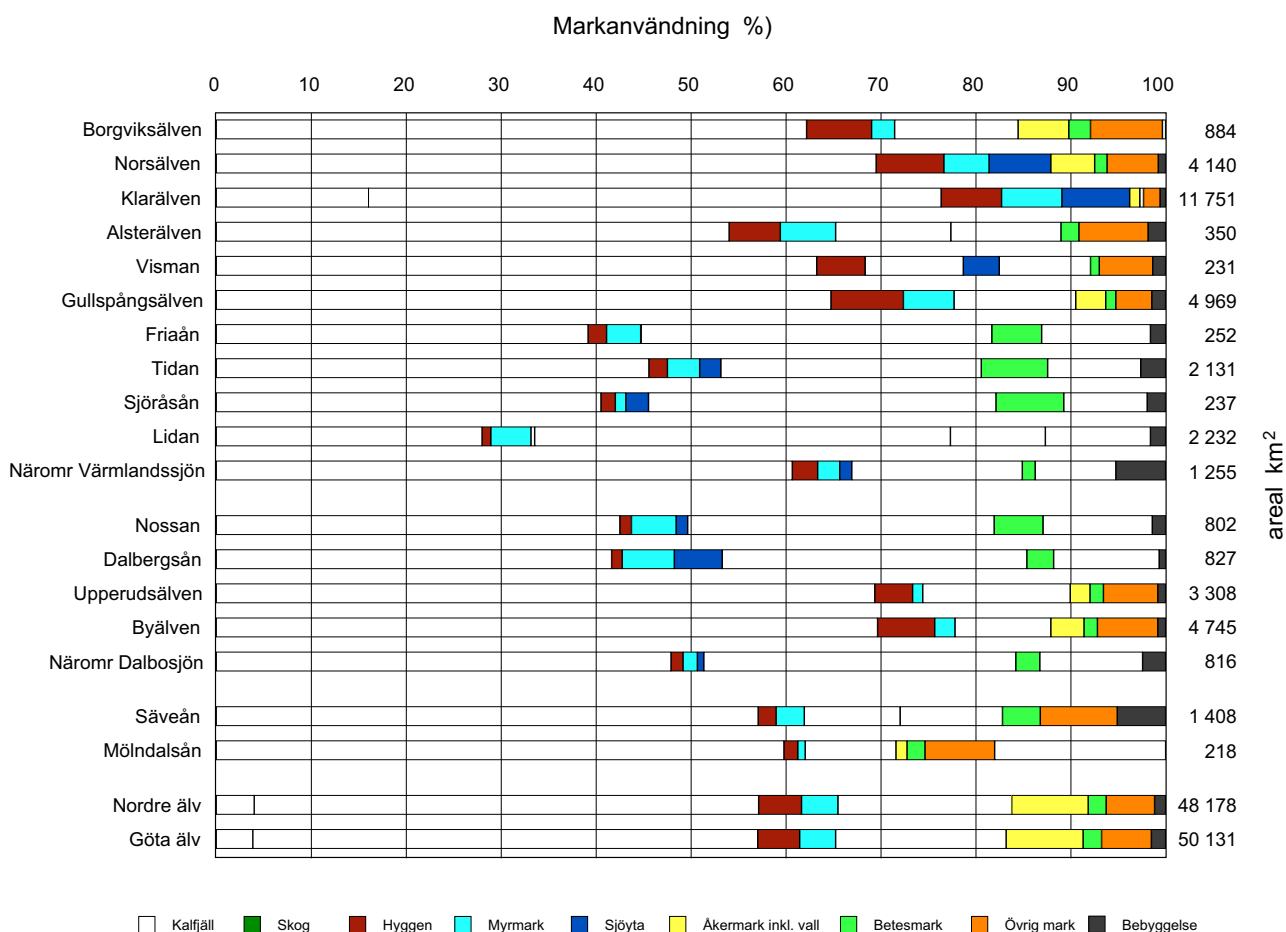
Mer information om TRK finns på <http://www-nrciws.slu.se/TRK/index.html>, samt i projektets slutredovisning (Brandt & Ejhed 2002).



Figur 1. Göta älvs avrinningsområde uppdelat i vattendrag som mynnar i Vänern, samt de större biflöden som mynnar i Göta älv. Numreringen av vattendragen är enligt SMHI:s register över större vattensystem.



Figur 2. Göta älvs avrinningsområde med uppdelningen i 1513 delavrinningsområden.



Figur 3. Markanvändningen inom olika vattensystem inom Göta älvs avrinningsområde. Uppgifterna baseras framförallt på markanvändning enligt Röda kartan, samt diverse jordbruksstatistik (se 2.2). En mer detaljerad bild av markanvändningen ges även för varje enskilt vattensystem i kapitel 6.

vilka har erhållits från SMHI via TRK-projektet (se FAKTARUTA 1). Den månatliga vattenföring för perioden 1985-1999 har omvandlats till månatlig avrinning mm/månad för samtliga delavrinningsområden. I vissa fall, t.ex. för Vänerens utlopp och Gullspångsälven, har dock beräkningsunderlaget korrigerats för magasineringseffekter.

2.3.1. Avrinning för beräkning av kväveläckage från jordbruket

Beräkningarna av bruttoläckaget från jordbruksmark, olika grödor, jordarter och utlakningsregioner utgår i detta projekt ifrån årsmedelavrinning för rutor om 25 km indelning överensstämmer med topografiska kartblad) för perioden 1961-1990. En bestämd

medelavrinning har beräknats för varje utlakningsregion utifrån medelvärden för perioden 1961-1990 med hjälp av SOILNDB-modellen (se FAKTARUTA 3). Vid beräkningarna har klimatdata (daglig nederbörd, temperatur, vind, luftfuktighet och solstrålning från en klimatstation) valts ut för att vara så representativa som möjligt för respektive produktionsområde. Medelavrinningen för varje produktionsområde har sedan styrts läckagekoefficienterna för jordbruksmark i respektive område (se avsnitt 3.2.3.1).

2.4 Klimatdata

Dagliga nederbörds- och temperaturdata har av SMHI beräknats för rutnät (4 km) för Sverige med optimal interpolering (MESAN-

teknik), som utnyttjar alla klimatstationer även där det finns luckor. Systemet tar även hänsyn till topografi och förändringar i nederbörd, samt temperaturens variation med höjden över havet. Data har beräknats för hela Sverige för perioden 1981-1999. Dessa klimatdata är underlagsdata för HBV-modellen se FAKTARUTA 2 och avrinningsberäkningarna se ovan.

2.5 Vattenkemiska data och närsaltstransporter

Kalibrering och validering av källfördelningsmodellen har gjorts med hjälp av befintliga vattenkemiska mätstationer inom Göta älvs avrinningsområde. Totalt har data på totalkväve- och totalfosforhalter från 204 respektive 206 vattenkemistationer använts. Av dessa härrör 186 stationer från olika program för samordnad recipientkontroll SRK, 14 stationer från länsstyrelsernas regionala program mynningsstationer i Vänerens tillflöden, samt Norra Råda i Klarälven och 4 stationer från det nationella övervakningsprogrammet Edsforsen och Lill-Fämtan i Klarälven, samt Alelyckan och Trollhättan i Göta älv.

För samtliga dessa stationer har också månads-

visa kväve- och fosfortransporter beräknats. Detta har gjorts genom att daglig vattenföring multiplicerats med dygnsvärden på halter som erhållits genom linjär interpolering av uppmätta månadsvärden. Detta ger ett värde på daglig transport som sedan summerats till månadstransporter.

3. Beräkningar av kväve- och fosforbelastning

Belastning av kväve och fosfor på vattendrag har beräknats för olika punktkällor och diffusa källor. De senare utgörs av deposition på sjötor och förluster från olika markslag. Punktkällor som tagits med i modellberäkningarna är t.ex. avloppsreningsverk, industrier, fiskodlingar och enskilda avlopp (ej anslutna till kommunalt reningsverk). Fördelningen av punktkällor ej enskilda avlopp inom Göta älvs avrinningsområde visas översiktligt i figur 5.

Bruttobelastningen från ett avrinningsområde har bestämts genom att summera belastningen från de olika punktkällorna och de diffusa källorna. Den diffusa belastningen beräknas genom att multiplicera respektive areal av markanvändning med en typhalt för läckaget

Fakta 2. HBV-modellen

SMHI:s HBV-modell är en hydrologisk modell för beräkningar av vattenföring på delavrinningsområdesnivå. Vid beräkningarna tas hänsyn till delområdets topologi, nederbörd inkl. snöackumulering och snösmältning, markfuktighet inkl. evapotranspiration, samt markavrinning. Modellen arbetar normalt med dygnsupplösning.

Mer information om HBV-modellen finns bl.a. i Bergström (1992, "The HBV model - its structure and applications". SMHI Reports Hydrology 4.

Fakta 3. SOILNDB-modellen

SOILNDB-modellen är ett verktyg för att beräkna kväveläckage från stora markarealer där tillgången på detaljerade underlagsdata är begränsade. Modellen är också ett verktyg för att studera effekter på kväveläckaget genom ändrad markanvändning eller ändrade produktionsförhållanden inom jordbruket.

Basen för modellen är två ofta använda vetenskapliga modeller, SOIL och SOILN, vilka beskriver vatten och energiflöden, samt kvävetransformerings och transportprocesser i marken. SOILNDB-modellen ger resultat antingen som årsmedelvärden eller som tidsserier med dygnsupplösning.

Mer information om SOILNDB-modellen finns på hemsidan för Avdelningen för vatten-
vårdslära vid SLU: <http://www.mv.slu.se/vv/model>, samt i Johnsson m.fl. (2002).

från den aktuella markanvändningen och avrinningen i området, samt slutligen summera belastningarna från de olika typerna av markanvändning. Underlagsdata till källfördelningsmodellen är således uppgifter på punktutsläpp, markanvändningsarealer, typhalter för olika markanvändningar och avrinning.

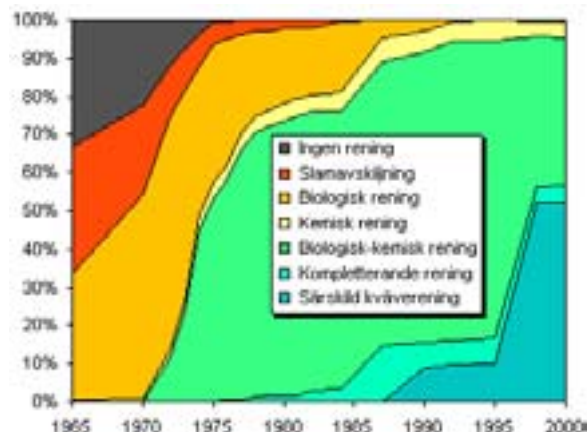
3.1 Punktkällor

3.1.1 Avloppsreningsverk och industrier (inkl. bräddning)

Punktutsläpp från avloppsreningsverk A-, B- och C-anläggningar och från industrier har erhållits dels från TRK-projektet och dels från berörda länsstyrelser och kommuner via en enkät. Utsläppsdata baseras på årsvärden för perioden 1985-1999. Årsbelastningen har räknats om till månadsmedelvärden genom att årsmedelvärdet har delats med 12. Ett stort arbete har lagts ned på att identifiera och kvalitetssäkra koordinaterna för utsläppspunkterna i recipienten figur 5. Totalt har uppgifter på 287 punktutsläpp från avloppsreningsverk och olika industrier erhållits, varav 15 härrör från bräddningar av reningsverk.

Materialet omfattar framförallt uppgifter från 1995 och 1999, samt för vissa större anläggningar utsläppsdata för mer eller mindre hela perioden 1990-1999. När uppgifter endast finns för 1995 och 1999 antas att utsläppet har varit konstant 1985-1995, medan utsläppen mellan 1995 och 1999 har interpolerats. Om uppgifter finns för endast ett år har samma utsläpp satts för samtliga år, medan om data finns för flera närliggande år sätts övriga års utsläpp till medelvärdet av dessa år. Generellt har utsläppen ansetts vara konstanta 1985-1995 om inga utsläppsdata finns, medan för perioden 1995-1999 har utsläppen ansetts vara avtagande om data finns för åtminstone två år. Reningsgraden för svenska kommunala avloppsreningsverk KARV > 2000 p.e. har för fosfor ökat något 1985-1995 genom en ökad användning av kemisk rening. Kvävereningen har ökat under hela tidsperioden, men ökningen har varit drama-

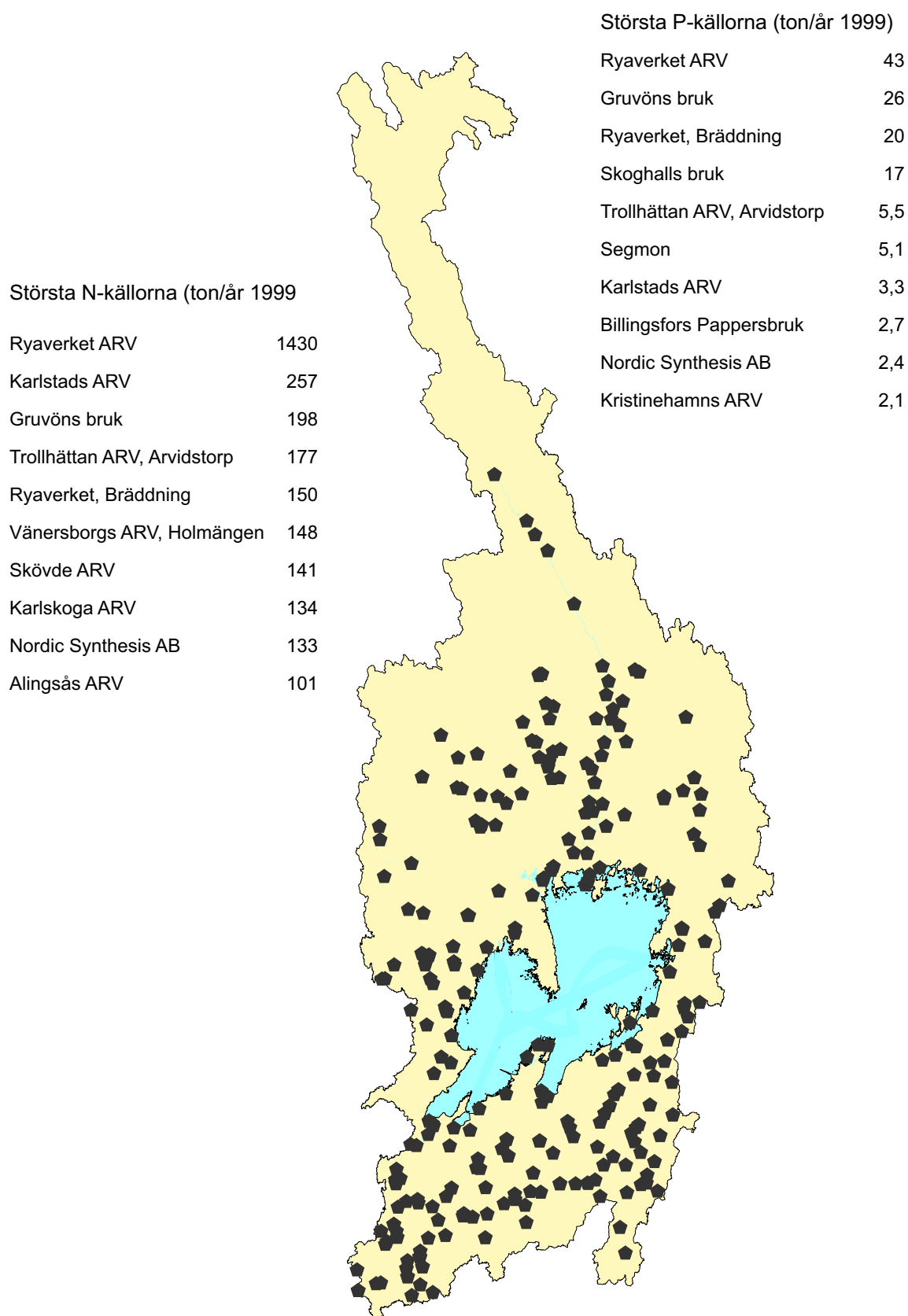
tiskt under senare hälften av 1990-talet framförallt vid större KARV-anläggningar i tätorter figur 4. Om ingen trend har kunnat skönjas t.ex. på grund av stor mellanårsvariation har ett medelvärde av befintliga data använts.



Figur 4. Andel av tätortsbefolkningen i Sverige som 1985-2000 var anslutna till kommunala avloppsreningsverk (>2000 p.e. med olika typer av rening. Figuren är hämtad från NV:s hemsida <http://www.naturvardsverket.se> (2002-12-12).

Uppskattningar av bräddning har endast erhållits för 15 st. avloppsreningsverk. För dessa har ingen hänsyn tagits till eventuella tidstrender när uppgifter för enstaka år har saknats, utan medelvärdesberäkningar av befintliga data har använts istället. Mellanårsvariationen för dessa bräddningar är ofta stor och eftersom nederbördsuppgifter saknas skulle en trendanalys bli mycket osäker. Uppgifter på närsaltsbelastning via bräddning är överhuvudtaget mycket knapphändiga och gäller ffa. de större anläggningarna. För många av de mindre reningsverken finns för tillfället endast uppgifter på mängden vatten som har bräddats, men analyser av närsaltshalter i detta vatten saknas.

I de fall då endast personekvivalenter (p.e.) har angetts för små reningsverk har 80% rening av P och 30% av N använts. Belastningen av kväve och fosfor per personekvivalent har schablonmässigt beräknats enligt tabell 1, dvs. samma belastning som har använts för enskilda avlopp se avsnitt 3.1.4. I enstaka fall har utsläppen



Figur 5. Punktutsläpp från avloppreningsverk, industrier och fiskodlingar inom Göta älvs avrinningsområde. Tabellerna anger utsläppsmängderna av kväve och fosfor från de tio största punktkällorna 1999.

från reningsanläggningar med infiltration angetts till 0, vilket har ansetts vara orimligt i ett längre tidsperspektiv och i stället har belastningen beräknats enligt schablon om uppgifter på p.e. har funnits tillgängliga (tabell 2 . Om p.e. uppgifter saknas har utsläppen satts till 0.

Årsutsläppen av kväve från halkbekämpning med urea på flygplatser har slagits ut på årets alla 12 månader, även om användningen är koncentrerad till några få vintermånader. Enligt Luftfartsverket har användningen av urea på Karlstad flygplats varierat mycket, men då utsläppsuppgifter endast finns för 1996 och 1999, har utsläppen 1985-1995 likställts med 1996-års uppgifter, vilket får anses som en god uppskattning över perioden. Nationellt sett var dock användningen av urea ca. 3 ggr så stor 1986-1992 som under 1993-1999 (källa: LFV . Eventuell påverkan på Mölndalsån från halkbekämpning på Landvetters flygplats har inte kunnat verifieras. Enligt Länsstyrelsen i Västra Götaland sker nästan all påverkan på Kungsbackaån och belastar således ej Göta älv.

3.1.2 Djurhållning

3.1.2.1 Gödselanläggningar

Utsläpp av närsalter från gödselanläggningar har antagits vara försumbara, då djurhållande gårdar skall enligt gällande lagstiftning ha tillräcklig kapacitet att lagra gödsel för senare spridning på marker. Närsaltsbelastningen från gödsel är således inkluderad i belastningen från åkermark och vall. Utvecklingen av gödselbrunnarnas kvalitet och kvantitet är osäker och antagandet om brunnarnas lagringskapacitet är troligtvis bra för den senare delen av den undersökta tidsperioden, men antalet gödselbrunnar var sannolikt färre i periodens början och följaktligen skedde då sannolikt en del närsaltstillförsel till vattenmiljön.

3.1.2.2 Mjölkrum

Grunden för beräkningar av utsläpp från mjölkrum har varit SCB:s uppgifter på mjölkobesättningar per församling. Dessa har av sekretesskäl varit aggregerade med närliggande

församling om antalet gårdar har varit <3 per delavrinningsområde. Ingen hänsyn till detta har varit möjlig att ta när utsläppen per delområde har beräknats. Detta antas dock endast ha marginell inverkan på utfallet och felet skulle troligen bli större om de aggregerade densiteterna slogs ut över båda församlingarnas ytor.

Kommunerna har stått för information rörande reningsgraden av avloppsvattnet från mjölkrummen. Denna information baseras antingen på inventeringar eller uppskattningar av förekomsten av olika kategorier av reningsanläggningar. Kommunerna har angett antingen den procentuella fördelningen av mjölkrum kopplade till olika reningsanläggningar eller antalet kor kopplade till anläggningarna. Antalet kor per mjölkrum har antagits varit jämnt fördelade inom varje kommun för att kunna beräkna utsläppen per delavrinningsområde med hjälp av GIS. Mängden fosforfria diskmedel i mjölkrummen har antagits vara 30% (28-29% enligt försäljningssiffror från ARLA Foods AB och DeLaval (källa: TRK-projektet . Kommunernas uppgifter på användningen av fosforfria diskmedel varierar dock högst betydande och anges vara någonstans mellan 25 och 100%. Ingen hänsyn till detta har tagits då endast ett fåtal kommuner har lämnat uppgifter överhuvudtaget. Fosforhaltiga diskmedel består enligt DeLavals försäljningssiffror till 66% av alkaliska P-haltiga diskmedel P-innehåll 15,2 g P/l och 34% av fosforsyra 111,4 g P/l . Diskmedelsanvändningen per ko anges till ca. 4,1 l/år ca. 5 kg/år . Sammantaget ger detta ett genomsnittligt fosforutsläpp via diskmedel på $4.1 \cdot 0.3 \cdot 0 + 0.462 \cdot 15.2 + 0.238 \cdot 111.4$ g per ko och år, vilket motsvarar 0.377 g P/ko•dag. Kväveutsläppen har antagits vara 0,1 g N/ko•dag (Ljungström 1987 refererad i Löfgren och Olsson 1990 . Samma uppskattningar på reningsgrad som för enskilda avlopp se tabell 2) har använts för de olika typerna av anläggningar. Reningsgraden för gödsel-/urinbrunn har satts till 100%. Om kommunen inte har lämnat uppgift på typ av reningsanläggning har utsläppet antagits ske direkt till recipienten, dvs. orenat till närmaste vattendrag.

3.1.2.3 Minkfarmer

Närsaltsutsläpp från minkfarmer inom Skara kommun (Västra Götaland har behandlats som tidskonstanta utsläpp källor: Lennart Kjellberg, Skara kommun, och Hans Lann, Länsstyrelsen i V. Götaland . Utsläppssiffrorna motsvarar det som följer med regnvattnet. Utsläppskoordinaterna är uppskattade med utgångspunkt från respektive fastighet, så i vissa fall är den påverkade recipienten eller det aktuella delavrinningsområdet osäkert. Antalet djurekvivalenter d.e.) på de mindre U-anläggningarna är uppskattade efter det antal djur som blev kvar från den totala antalet d.e. när de större farmernas djurantal hade dragits bort. Antalet d.e. uppskattas ha varit ganska konstant 1985-1999 källa: Hans Lann, Länsstyrelsen i V. Götaland).

3.1.2.4 Fiskodlingar

Uppskattningar av närsaltsbelastning från 17 st. fiskodlingar inom området har erhållits från berörda länsstyrelser och kommuner. Dessa uppgifter baseras på schablonberäkningar utifrån produktionen vid de olika anläggningarna.

3.1.3 Enskilda avlopp

Utsläppen av fosfor och kväve har beräknats för fritidshus och permanent glesbygdsbefolkning med enskilt avlopp. Uppgifter om antalet fritidshus respektive permanentbostäder per delavrinningsområde har erhållits från SCB. Av sekretesskäl har uppgifter för delområden med mindre än 3 personer överförts till uppströms liggande delområden. Detta gör att totala antalet personer/fritidshus inte stämmer helt överens med summan av de olika typerna av avloppsrening. Vid beräkningar har ingen hänsyn tagits till denna omflyttning då dessa utsläpp ändå kommer med i uppströms liggande del-ARO:n. Eftersom SCB:s befolkningsuppgifter anger personer/antal fritidshus per delavrinningsområde har dessa ansetts var jämnt fördelade över respektive område för att kunna samköras med kommunernas uppgifter på reningskvaliteten. I vissa fall anger SCB att man saknar uppgift på ev. avloppsrening, vilket man anger kan bero på att uppgifter om fastighetstyp

saknas eller att folk är bosatta i fastigheter som ej klassas som småhus (kan vara hyreshus, industrienheter, vårdbyggnader mm . I dessa fall har reningsgraden satts som enskilt avlopp med enbart slamavskiljning. Eftersom information saknas om de enskilda avloppens lägen inom delavrinningsområdena, har ingen hänsyn kunnat tas till de enskilda avloppens avstånd till närmaste vattendrag.

Fritidshusen har antagits användas av i genomsnitt tre personer totalt 60 dagar per år, vilket innebär 0,493 personekvivalenter per fastighet.

Kvaliteten på avloppsreningen baseras på information från kommunerna, vilken antingen härör från inventeringar eller på uppskattningar. Om ”uppgift saknas” på reningskvalitet har den likställts med enbart slamavskiljning. I vissa fall då kommunerna har rapporterat summor av de olika reningsgraderna som är <100% har skillnaden satts till ”uppgift saknas”. Den procentuella fördelningen av de olika reningskvaliteterna per delavrinningsområde har beräknats med hjälp av GIS.

Generaliserade utsläppsmängder av kväve och fosfor anges i tabell 1. Dessa har tagits från Naturvårdsverkets rapport 4425 Sundberg 1995 . Reningsgraden för olika typer av enskilda avlopp anges i tabell 2. Reduktionsuppgifterna baseras på Johansson och Kvarnäs 1998 . Avloppsvattnet antas vara BDT+WC-vatten, förutom då reningsanläggning saknas. Utsläppen har i dessa fall förutsatts bestå av endast BDT-vatten och toalettavfallet har antagits omhändertas genom latrintömning eller slamsugning. Om avfallet komposteras antas att annan användning av gödningsmedel minskar i motsvarande grad.

SCB:s uppgifter på glesbygdsbefolkning och fritidshus baseras på en tidig version av indelningen av delavrinningsområden, där Vänerns närområde inte var separerad i olika delområden. Detta gör att i SCB:s uppgifter på glesbygdsbefolkningen och fritidshusen i området är summerade i en klump del-ARO 948 . Vid en jämförelse av andelen glesbygdsbefolkning

Tabell 1. Utsläpp per person från enskilda fastigheter med olika typer av belastning (g/p•d står för gram per person och dygn). Uppgifter från Sundberg (1995).

Utsläppskälla	Totalfosfor (g P/p•d)	Totalkväve (g N/p•d)
BDT-vatten	0,6	1,0
WC urin	1,0	11,0
WC fekalier	0,5	1,5
BDT-vatten+WC	2.1	13.5

Tabell 2. Reduktion av kväve och fosfor vid olika typer av enskilda reningsanläggningar efter Johansson och Kvarnäs 1998).

Reningsmetod	P-reduktion (%)	N-reduktion (%)
Enbart slamavskilning	15	15
Enbart infiltration	70	30
Enbart markbädd	30	25
Slamavskilning + infiltration	85	30
Slamavskilning + markbädd	45	40
Sluten tank	100	100

och fritidshus i angränsande närområden befanns dessa vara approx. jämnt fördelade och följaktligen har även befolkningen i Vänerns närområde ansetts vara jämnt fördelad (del-ARO:s 1488–1514 och därigenom har denna påverkan fördelats jämnt över samtliga delområden.

Enligt länsstyrelseuppgifter har för Melleruds kommun angivits att 1-1,2% av de enskilda avloppen saknar reningsanläggning. Då detta är den enda kommunen som har angivit denna typ av information, samt att dessa uppgifter förefaller inkluderas i SCB:s data ("anläggning saknas" har dessa uppgifter inte tagits med i beräkningarna utan SCB:s uppgifter har istället använts.

Observera att inga befolkningsuppgifter eller uppgifter om punktutsläpp finns för den del av avrinningsområdet som tillhör Norge. Dessutom saknas det uppgifter på enskilda avlopp för området kring Nordre älv, då detta område ursprungligen inte ingick i arbetet. Mängden fritidshus och glesbygdsbefolkningen i dessa området antas vara liten förutom den

del av Nordre älvs ARO som ligger längs kusten, men den belastar sannolikt inte Göta älv i någon betydande omfattning.

3.1.4 Kända punktkällor som saknas

Inga uppgifter på närsaltsutsläpp från golfbanor har varit tillgängliga och därmed har det inte varit möjligt att ta någon hänsyn till denna belastningskälla. Framförallt kväveläckaget anses vara stort från golfbanor, då dessa liksom gräsmattor i hemträdgårdar ofta gödslas kraftigt (källa NV:s hemsida <http://www.naturvardsverket.se>).

3.2 Diffusa källor

Den diffusa närsaltsbelastningen består av markläckage, samt atmosfäriskt nedfall på sjöytor och hårdgjorda ytor. Det atmosfäriska nedfallet på mark är inkluderat i markläckaget. Det största markläckaget sker från jordbruksmark, medan skogs- och övrig mark läcker betydligt mindre. I projektet har arealerna för olika markanvändningar beräknats för delavrinningsområdena. Markläckaget av kväve

från olika jordbruksgrödor på olika jordarter och utlakningsregioner har beräknats med SOILNBD modellen se FAKTARUTA 3 , medan övriga markläckage har tagits fram som typhalter utifrån fältmätningar i små områden. De bakomliggande typhalterna för olika markanvändningar redovisas i BILAGA 5 och 6.

3.2.1 Kväve- och fosfordeposition på sjöytor

Månadsvärden för kvävedepositionen har erhållits från IVL:s depositions-mätningar i Skived, Värmlands län (660050-136850) för åren 1990–1997. Området för mätningarna ligger i närheten av Forshaga ca. 15 km norr om Karlstad och antas väl spegla förhållandena inom hela avrinningsområdet. Vid beräkningen av kvävedepositionen på sjöytor har endast våtdepositionen av nitrit-, nitrat- och ammoniumkväve över öppen mark använts. I de fall depositionsdata saknas har månadsmedelvärdet från närmast liggande år använts.

Tidsserier på fosfordeposition saknas varför en uppskattad årlig deposition på 8 kg P/km² har använts i enlighet med Löfgren och Olsson (1990).

3.2.3 Dagvatten/atmosfärisk närsaltsdeposition på hårdgjorda ytor

Ytterst lite information om närsaltsbelastning via dagvatten har varit tillgänglig inom området, dessutom saknas i allmänhet information om dagvattnet ev. belastar de kommunala avloppsreningsverken eller om vattnet rinner direkt ut i recipienterna. Därför har dagvattnets belastning på vattenmiljön beräknats med hjälp av atmosfärisk deposition på hårdgjorda ytor och avrinningen från dessa ytor. Ingen hänsyn har tagits till ev. retention. Som hårdgjorda ytor räknas tätorter och övrig bebyggelse enligt Röda kartan. Vid beräkningarna har samma depositionsdata som för depositionen på sjöytor använts.

3.2.3 Markläckage

3.2.3.1 Jordbruksmark (åkermark inkl. vall och betesmark)

Närsaltsutlakningen beror framför allt på avrinning, jordart, gröda och gödsling. Hög avrinning i kombination med lätta jordar är den huvudsakliga orsaken för den generellt sett höga utlakningen i sydvästra Sverige jämfört med andra jordbruksintensiva delar av landet. Underlaget till närsaltsläckaget kommer från det s.k. TRK-projektet se FAKTARUTA 1 , där man har delat upp landet i olika utlakningsregioner där förutsättningarna anses vara likartade. Variationen inom utlakningsregionerna beror på den odlade grödan, samt vilken jordart den odlas på. För kväveläckaget har även hänsyn tagits till vanliga växtföljder inom de aktuella områdena.

Det normaliserade närsaltsläckaget från åkermark har för kväve simulerats med hjälp av modellverktyget SOILNDB se FAKTARUTA 3 och för fosfor genom ett regressions samband framtaget inom miljöövervakningsprogrammet ”Observationsfält på åkermark”. Med normaliseringen tas de tidsberoende effekterna av väderleken bort och de resulterande typhalterna beskriver därmed normalläckaget från markens s.k. rotzon (figur 6 och 7). Vid beräkningarna av dessa typhalter tas ingen hänsyn till ev. närsaltsförluster mellan rotzonen och recipienten, utan denna retention ingår i den totala retentionen för de enskilda delavrinningsområdena. Beräkningssätten för typhalterna av kväve och fosfor och de underliggande förutsättningarna beskrivs mer utförligt i slutredovisningen av TRK-projektet (Brandt och Ejhed 2002). En utförlig beskrivning av kväveläckaget återfinns även i Johnsson och Mårtensson (2002 , samt i Kyllmar m.fl. (2002).

3.2.3.1.1 KVÄVELÄCKAGE FRÅN JORDBRUKSMARK

Läckagekoefficienter för olika kombinationer av grödor (12 st , jordarter (10 st) skördar, gödslingsstrategier och klimat har multiplicerats med arealen av respektive gröda och jordart per delavrinningsområde. Dessutom har betes-

mark, dvs. extensivt odlad vall som inte gödslas eller skördas, bearbetats separat som en monokultur, vilket gör att den följaktligen inte ingår i växtföljderna. Utlakningsberäkningarna är baserade på normskördar och gödsling 1999, samt grödoarealer enligt stödansökningarna till EU 1999. Läckageberäkningarna genererar normaliserat årsmedelvärde av bruttoläckaget från rotzonen på 1 m markdjup baserat på årsmedelavrinningen 1961–1990. Typhalterna har beräknats som årsmedelkoncentrationer för de olika delavrinningsområdena (figur 6).

3.2.3.1.2 FOSFORLÄCKAGE FRÅN JORDBRUKSMARK

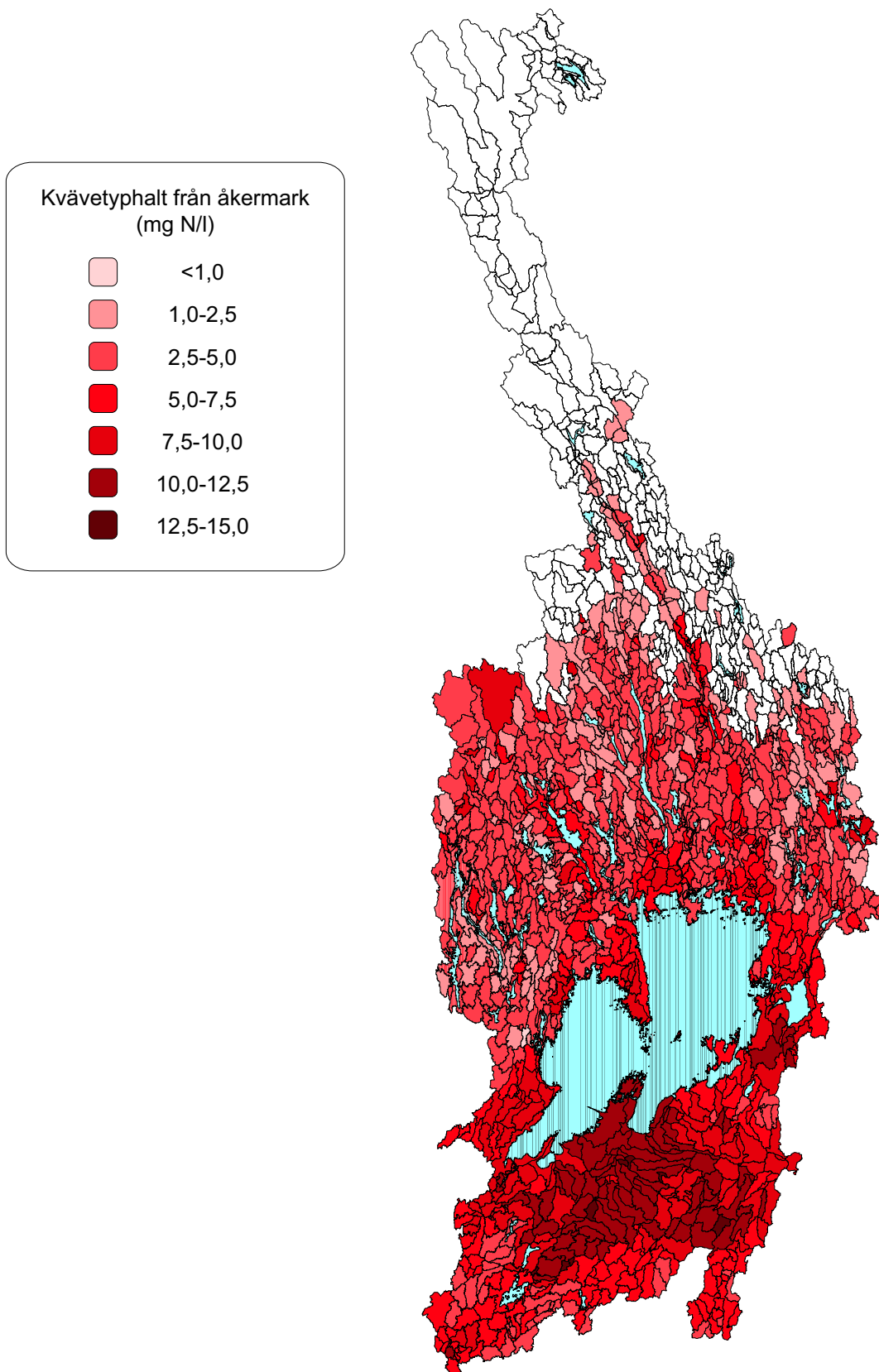
Beräkningarna av jordbrukets bruttoläckage av fosfor har utförts på i princip samma sätt som beräkningarna för kväve, men typhalterna har erhållits med en regressionsmodell se BILAGA 6 som framför allt beror på avrinningen, jordartens specifika yta, fosforstatus i marken och djurtätheten (Brandt och Ejhed 2002). Ingen hänsyn har tagits till vilka grödor som odlas utan all åkermark har behandlats lika, medan fosforläckaget från betesmark extensiv vall är baserat på några områden inom Jordbrukets recipientkontroll BILAGA 6). Typhalterna har, liksom för kväveläckaget, beräknats som årsmedelkoncentrationer figur 7.

3.2.3.2 SKOGSMARK

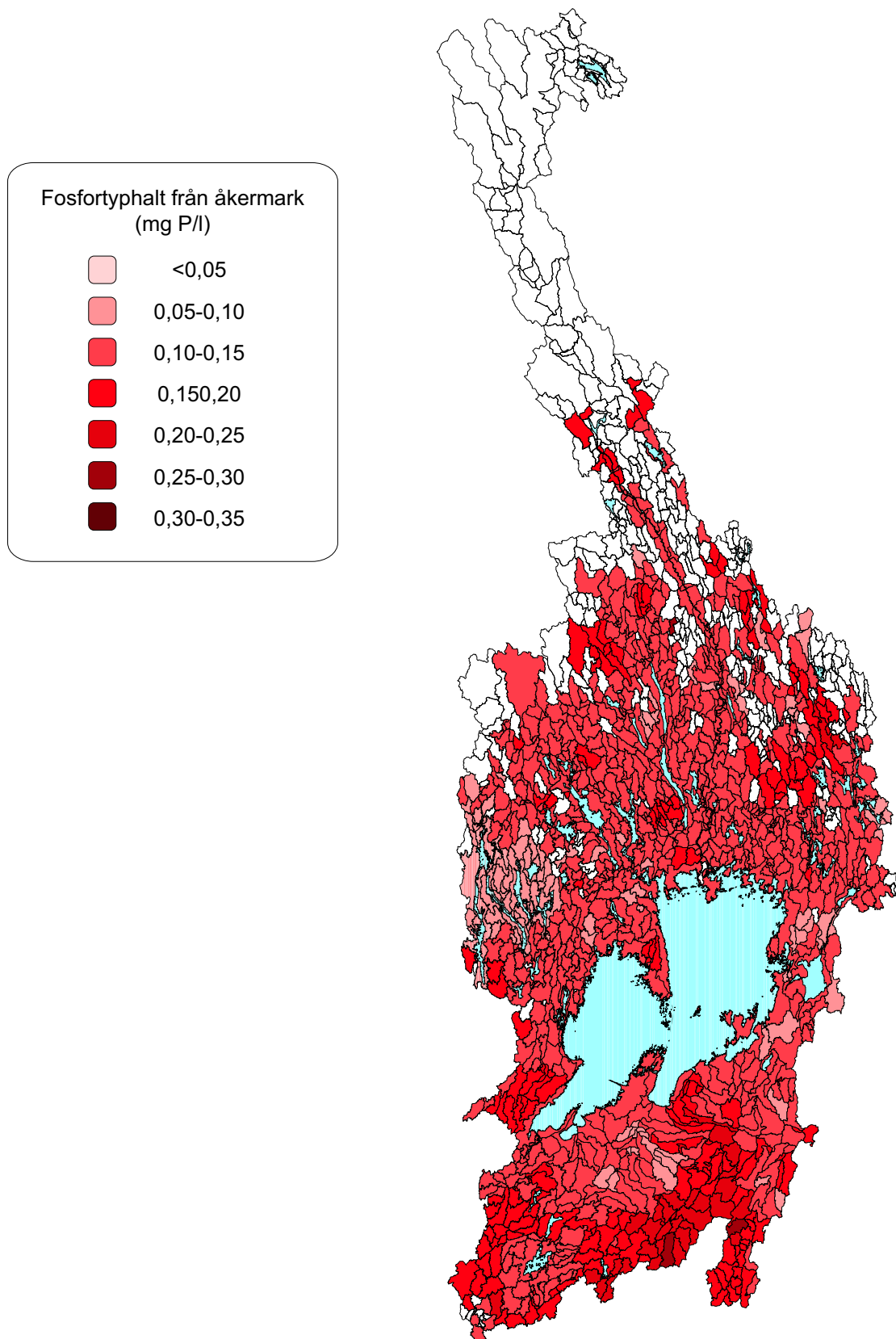
Markläckaget av kväve från skogen är normalt låg och är mindre än det atmosfäriska nedfallet, vilket innebär att skogen tar upp kväve. Ursprungsmaterialet till närsaltsläckage från skogs- och hyggesmark kommer från TRK-projektet se FAKTARUTA 1, men detta material har i några hänseenden anpassats för att bl.a. få en bättre upplösning, samt att läckageberäkningarna stämmer bättre överens med uppmätta recipientdata. Till exempel har en större lokal hänsyn tagits till Vänerns närområde, vilket i detta arbete har delats upp i flera delavrinningsområden figur 2, samt under redovisningen av vattensystem i kapitel 6, till skillnad från i TRK-projektet där hela närområdet har behandlats som ett homogent område.

Underlagsmaterialet för den norra delen av avrinningsområdet, dvs. den del som ligger norr om den biologiska norrlandsgränsen *Limes Norrlandicus*, baseras på de samband som togs fram för skogsmark i norra Sverige inom Hav -90 Lövgren och Olsson 1990). Årstyphalter i avrinningen från skogsmark har använts, men dessa har säsongsanpassats av SMHI för att fånga den årssynamik som syns i mätdata från små skogsområden. Årssynamiken i kväveläckaget är nödvändig för retentionsberäkningarna. Halterna av oorganiskt kväve är högst under våren och lägst under sommaren faktor 0,5-2 av årstyphalt, medan halterna av organiskt kväve är högst under sommaren och hösten, med mindre variationer under året faktor 0,9-1,1. För södra delen av området baseras underlaget på resultaten från en studie av Stefan Löfgren SLU och Olle Westling IVL över kväveförluster från växande skog och hyggen. I den studien har säsongstyphalter för sydöstra respektive sydvästra Sverige tagits fram Löfgren och Westling 2002. Undersökningarna som dessa halter bygger på är utförda i små områden, vilket innebär att de är uppmätta efter retention och biologisk produktion i mark, grundvatten och utströmningsområden.

Recipientdata från norra Sverige tyder på att skogsmarkläckaget av kväve varierar mycket, med lägre halter i fjällnära skogar, högre halter nära kusten och ju längre söderut man kommer. En finare uppdelning av skogstyphalter i Sverige är angelägen för retentionsberäkningarna, men för beräkningar av det antropogena bidraget till havet har det mindre betydelse eftersom skogsbelastningen ligger i samma storleksordning som den naturliga bakgrundsbelastningen. För att erhålla en bättre upplösning på beräkningsunderlaget som bättre stämmer överens med uppmätta recipientdata, har därför ett höjdberoende av typhalten för skogsmark införts. Höjdberoendet gäller skogsmark i norra delen av avrinningsområdet vars medelhöjd över havet är mer än 300 meter (Kvarnäs, opubl.).



Figur 6. Kvävetypalter (totalkväve) från åkermark (inkl. intensivt odlad vall) inom enskilda delavrinningsområden inom Göta älvs avrinningsområde. Typhalterna används tillsammans med uppgifter på avrinningen för att beräkna bruttoläckaget av fosfor från åkermark till sjöar och vattendrag.



Figur 7. Fosfortyphalter (totalfosfor) från åkermark (inkl. intensivt odlad vall) inom enskilda delavrinningsområden inom Göta älvs avrinningsområde. Typhalterna används tillsammans med uppgifter på avrinningen för att beräkna bruttoläckaget av kväve från åkermark till sjöar och vattendrag.

Kunskapen om fosforläckage från skogsmark är än mer begränsad än vad som gäller för kväveläckaget. Även i detta fall baseras beräkningarna av typhalter på resultaten från Hav -90 Lövgren och Olsson 1990 . Beräkningsunderlaget har dock räknats om från att vara beroende av avrinningen i ett delområde till att istället baseras på vattenflödet genom området. Detta innebär att fosforläckaget vid låga vattenflöden är lägre än vid höga flöden, men att förhållandet mellan flödet och de framräknade typhalterna inte är helt linjärt (Wallin m.fl. 2000 .

3.2.3.3 Skogsbrukets effekter

De enda skogsbrukseffekter som har varit möjliga att beakta i detta arbete är skogsavverkning, vilket innebär att åtgärder såsom gödning, dikning, markberedning, ej har hanterats i projektet. De hyggesytor som har använts är de som anmälts för 1997-2000 till Skogsstyrelsens databas Kotten. För norra delarna av avrinningsområdet har dessa kompletterats med uppgifter på länsnivå från Skogsstatistisk årsbok om avverkning 1989-1996. Gränsen för de norra delarna har satts till *Limes Norrlandicus*. Följaktligen bygger hyggesareorna för de norra delarna på uppgifter under 12 år och för de södra delarna under 4 år.

Typhalten för kväve i norra delen av avrinningsområdet har beräknats utifrån Hav-90:s schabloner för närsaltsförlustberäkningar vid skogsavverkning, dvs. att läckaget är tre gånger så stort som läckaget för växande skog under hyggets tre första år. Ökningen påverkar typhalten för oorganiskt kväve, som ansatts utan säsongsdynamik, medan typhalten för organiskt kväve ej ändras Lövgren och Olsson 1990 .

Stefan Löfgren (SLU och Olle Westlings IVL studie av läckaget från skogs- och hyggesmark har visat på ett linjärt förhållande mellan förhöjda halter av oorganiskt kväve i markvatten och kvävenedfallet på hyggen med hög atmosfärisk kvävedeposition $> 8 \text{ kg N/ha}$ och år (Löfgren och Westling 2002 . Vid lägre kvävenedfall förefaller däremot utlakningen

vara tämligen likartad, men på en något högre nivå än från växande skog. Därför har ett extra tillskott av oorganiskt kväve enligt ovanstående samband lagts till på skogstyphalten i delområdet med en deposition överstigande 8 kg N/ha och år, medan i områden med lägre nedfall har $0,95 \text{ mg oorg-N/l}$ adderats till skogstyphalten. Typhalten för organiskt kväve ändras ej jämfört med skogstyphalten.

Även fosforförlusterna är större från hyggen än från mark med växande skog. Fosfor-typhalten från myrmark har i detta arbete antagits vara dubbelt så stor som från skogsmark Löfgren och Olsson 1990 .

3.2.3.4 Myrmark

Röda kartan har använts för att bestämma andelen myrmark inom delavrinningsområdena. Skalan på kartan 1:250000 har gjort att vissa mindre myrar inte kommer med vid beräkningarna. Myrmark enligt Röda kartan kan ha vitt skilda egenskaper; från näringsfattiga mossar till produktiva kärr. Förlusten av närsalter är i regel större från marker täckta av torv än från skogsmarker. Inom detta arbete har vi använt samma antagande som i Hav-90 Löfgren och Olsson 1990 . Det innebär att myrmark läcker dubbelt så mycket organiskt kväve som skogsmark, dvs. den organiska typhalten för myrmark är 2 ggr den organiska typhalten för skog, medan de oorganiska fraktionerna läcker lika mycket som skogen. Säsongsdynamiken antas vara densamma som för skogsmark, men inget höjdberoende har däremot använts vid beräkningarna av läckaget från myrmark.

Även fosforförlusterna är större från myrmark jämfört med förlusterna från skogsmark.

3.2.3.5 Kalfjäll

Kvävebelastningen och typhalter i vattnet från kalfjäll, samt för myr på kalfjäll har antagits utifrån undersökningar i fjällvattendrag med stor andel kalfjäll. Liksom för skog är halterna säsongsanpassade för att fånga den årssynamik

som syns i mätdata. Den oorganiska halten är högst under våren och vintern, samt lägst under sommaren och hösten faktor 0,3-2 av årsmedianvärde, medan den organiska halten är högst under sommaren och lägst under vintern (faktor 0,8-1,1).

Fosforhalten i vatten som avrinner från kalfjäll, inkl myrmark och glaciärer på fjäll har vid mätningar visats vara förhållandevis konstant såväl tidsmässigt som geografiskt. Typhalten har därför satts som konstant till 0,007 mg P/l, vilket motsvarar medianvärdet för sju mätstationer under perioden 1989-1999 BILAGA 6).

3.2.3.6 Övrig öppen mark (*impediment, berg i dagen mm*)

Till den övriga öppna marken hör allt ifrån vägar och outnyttjad mark kringvägar, impediment, hällmark, nedlagd åkermark, ängsmark utan EU-stöd, mm. Inom projektet har vi ansatt typhalter som överensstämmer med skogstyp-halterna för motsvarande region.

3.3 Arealförluster

De arealspecifika närsaltsförlusterna för de olika markanvändningstyper som har använts i arbetet har beräknats som produkten av den specifik avrinningen och typhalten för den aktuella markanvändningen. Typhalten kan för vissa markanvändningar vara beroende av både årstid och region, samt för skogsmark finns även ett höjdberoende för höglänt terräng. För mer information rörande de olika typhalterna se MARKLÄCKAGE ovan, samt BILAGA 5 och 6.

För att erhålla den totala arealförlusten från respektive markslag har den specifika arealförlusten multiplicerats med det aktuella markslagets yta.

4. Källfördelning, retention och närsaltsbelastning

4.1 Källfördelning av närsaltstillförsel

4.1.1 Geografisk fördelning

Närsaltstillförseln inom Göta älvs avrinningsområde domineras generellt av tillförsel från skogs- och åkermark figurerna 8–17). Källfördelningsmönstret är i stort sett det samma för både kväve och fosfor, med en dominans av tillförsel från skogsmark inom Värmlands län, medan tillförseln framförallt kommer från åkermark inom Västra Götalands län. Inom Värmlands län är även tillförseln från åkermark lokalt dominerande i vattensystemens nedre delar figur 12 och 16). Även närsaltstillförsel från skogsmarksassocierade markanvändningar som hyggen och myrmark är mer betydelsefull i den skogsdominerade norra delen av avrinningsområdet figur 10 och 14 . Där har dessutom tillskottet från kalvfjäll lokalt en stor betydelse (figur 13 och 17).

Lokalt är även tillförseln från olika punktkällor viktig figur 13 och 17), dvs. utsläpp från reningsverk, samt vissa industrier och fiskodlingar. Närsaltstillförsel från enskilda avlopp har störst betydelse för fosfor och består i vissa delavrinningsområden av upp till ca. 50% av fosfortillförseln figur 17). Tillskottet för kväve via enskilda avlopp består däremot generellt sett för mindre än 10% av tillförseln (figur 13 .

Närsaltstillförsel via atmosfärisk deposition domineras av kvävedeposition på sjöytor, naturligt nog framförallt i de sjörikaste delarna av avrinningsområdet (figur 11 och 15 . Lokalt kring Göteborg har dock både kväve- och fosfordepositionen på hårdgjorda ytor stor betydelse, vilket beror på områdets stora bebyggda arealer figur 13 och 17). Observera att sjödepositions-kartorna (figur 11 och 15 inte visar betydelsen av luftnedfallet på Störvänern. På grund av den mycket stora sjöyta som Vänern representerar är depositionen av såväl kväve som fosfor den i särklass största närsaltskällan. Endast ett mar-

ginellt tillskott härrör från fiskodlingar, samt jordbruk på Vänerns större öar.

Närsaltstillförseln från betesmark och mjölk- rum har en liten betydelse för den storskaliga närsaltstillförseln i Göta älvs avrinnings- område. Normalt är tillskottet betydligt mindre än 10% av den totala tillförseln (figur 8 och 9 . Kvävetillförseln från mjölk- rum är t.o.m. extremt liten och är i samtliga områden mindre än 0,4% av den totala tillförseln.

4.1.2 Jämförelser mellan olika vatten- system inom Göta älvs ARO

Det geografiska markanvändningsmönstret för avrinningsområdet styr som sig bör källför- delningsmönstret i de olika vattensystem som ingår i området. Följaktligen dominerar närsalts- belastningen från skogs-, hygges- och myrmark de s.k. skogsälvarna Upperudsälven, Byälven, Borgviksån, Norsälven och Klarälven, samt i viss mån även belastningen på Gullspångsälven och Mölndalsån figur 8 och 9 . Åkermarken dominerar däremot närsaltstillförseln till jord- bruksåarna Friaån, Tidan, Sjörsån, Lidan, Nossan och Dalbergsån. Kvävetillskottet från åkermark är även mycket betydelsefullt för belastningen från hela Vänerns närområde, medan fosfortillskottet framförallt har betydel- se för belastningen från Dalbosjöns närområde. Fosfortillförseln från Värmlandssjöns närom- råde utgörs däremot till största delen av bidrag från olika punktsläpp. Nettobelastningen av fosfor från olika punktkällor, dvs. när hänsyn har tagits till retentionen i vattensystemet, är betydande för såväl Upperudsälven som Göta älvs nedre del. För Upperudsälvens del beror detta på utsläpp från ett flertal pappersbruk kring Laxsjön, samt vid älvens nedre delen där även en fiskodling är lokaliserad (se även under UPPERUDSÄLVEN i kapitel 6 . Det stora bidraget från punktkällor till fosfornettobelastningen i området mellan bifurkationen mellan Nordre älv och Göta älv, samt Göta älvs mynning i havet beror på utsläppen från Ryaverkets ARV. På grund av närheten till utloppet hinner denna belastning inte påverkas av någon nämnvärd re- tention i systemet utan belastar havet mer eller mindre oavkortat.

Fosforbelastningen från enskilda avlopp är betydelsefull i samtliga vattensystem och bidrar med ca. 20-25% av den totala fosforbelastningen (figur 9). De enskilda avloppen är däremot mindre betydelsefulla för kvävebelastningen och bidrar där endast med ca. 5% av den totala belastningen på samtliga system (figur 8).

4.2 Retention av fosfor och kväve i delavrinningsområden

Med retention avses förluster av näringsämnen från vattnet orsakade av processer som kvarhåller dessa näringsämnen, såsom sedimentation och upptag i organismer, eller som bortför näringsämnena t.ex. genom denitrifikation. Retentionen är beroende av flera faktorer som t.ex. vattenomsättning, vattnets näringsinnehåll och morfologi i området. Sjöar, dammar och våtmarker är generellt effektivare fosfor- och kvävefällor än vattendrag. Fosforretentionen styrs framförallt av sedimentation av partiklar, medan kväveretentionen dessutom påverkas av bl.a. denitrifikation, dvs. en bakteriell omvandling av nitrat till kvävgas som i sin tur kan avgå till atmosfären se vidare i t.ex. Leonardson 1994, 2002.

I figurerna 18 och 19 visas retentionskartor för kväve respektive fosfor för de enskilda delavrinningsområdena. Mörka områden har en hög retention och en relativt sett mindre påverkan på nedströms liggande områden, medan ljusa områden har en låg retention och således en större påverkan på områden nedströms.

Generellt sett kan man säga att såväl kväve- som fosforretentionen i ett enskilt område är proportionell mot sjötätheten i området (figur 18 och 19). Vissa delområden inom Göta älvs avrinningsområde förefaller dock ha stor skillnad mellan kväve- och fosforretentionen. Exempelvis tycks de djupa sprickdalssjöarna i Dalsland och sydvästra delen av Värmland vara effektivare fosforfällor än kvävefällor. Detta beror sannolikt på sjöarnas långa omsättningstid, vilket gynnar sedimentation av partikelbunden fosfor. I Götaälvsdalen, samt närområdet till Dalbosjön och Tidans avrinningsområde före-

faller däremot fosforretentionen vara mycket låg och jämförelsevis mycket lägre än kväveretentionen.

4.3 Arealspecifika närsaltsförluster

För att få indikation om näringstillståndet och belastningen på sjöar och vattendrag har arealspecifika fosfor- och kväveförluster beräknats för varje delavrinningsområde. För varje delområde har närsaltstransporter beräknats dels med hänsyn till retentionen i respektive område, dels som en bruttobelastning. Transportberäkningarna baseras på medelvärden för perioden 1990-1999 och inkluderar även belastningen från punktkällor. De erhållna transporterna har dividerats med delavrinningsområdets area för att erhålla arealspecifika närsaltsförluster (figur 20–23). Bedömningar av närsaltsförlusternas storlek har gjorts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (tabell 3 och 4, samt Naturvårdsverket 2000).

Generellt sett är de arealspecifika närsaltsförlusterna störst i de jordbruksintensiva områdena söder om Vänern, i Väterns närområde, samt i de nedre delarna av skogsälvarnas älv-dalar (figur 20–23).

4.4 Närsaltsbelastningen på Vänern och Västerhavet

Som ett underlag till arbetet med uppföljningen av miljömålet ”Ingen övergödning” har beräkningar på närsaltsbelastningen från enskilda delavrinningsområden på Vänern och Västerhavet utförts. Miljömålet inkluderar specifika delmål rörande kontinuerligt minskad antropogen fosforbelastning på sjöar, vattendrag och kustvatten under perioden 1995–2010, samt minst en 30%-ig minskning av den antropogena kvävebelastningen till havsmiljön söder om Ålandshav till samma tidpunkt (se vidare på <http://www.miljomal.nu>). För att kunna optimera åtgärderna är det viktigt att ha relevant bakgrundsinformation, där man framförallt har tagit hänsyn till närsaltsretentionen inom enskilda områden. Information om retentionen är

Tabell 3. Bedömning av miljötillståndet med avseende på arealspecifika förluster av kväve i vattendrag. Klassificering enligt Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000).

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust (kg/ha•år)	Normalläckage – olika marktyper
1	Mycket låga förluster	< 1,0	Fjällhed och fattiga skogsmarker
2	Låga förluster	1,0 – 2,0	Icke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige
3	Måttligt höga förluster	2,0 – 4,0	Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark, ogödslad vall
4	Höga förluster	4,0 – 16,0	Åkermark i slättbygd
5	Mycket höga förluster	> 16,0	Odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning

Tabell 4. Bedömning av miljötillståndet med avseende på arealspecifika förluster av fosfor i vattendrag. Klassificering enligt Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000).

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust (kg/ha•år)	Normalläckage – olika marktyper
1	Mycket låga förluster	< 0,04	Lägsta förlust från opåverkad skogsmark
2	Låga förluster	0,04 – 0,08	Vanlig skogsmark
3	Måttligt höga förluster	0,08 – 0,16	Hyggen, myr/torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark
4	Höga förluster	0,16 – 0,32	Åkermark i öppet bruk
5	Mycket höga förluster	> 0,32	Erosionsbenägen åkermark

viktig så tillvida att man inte förlägger dyrbara åtgärdsprogram inom områden med redan hög närsaltsretention, utan så långt det är möjligt istället förlägger åtgärderna till områden där man uppnår den största kostnads- effekten.

Närsaltsbelastningen från enskilda delavrinningsområden på Vänern är i stort den samma som belastningen på Västerhavet, med undantag för retentionen i själva Vänern BILAGA 7 . Detta beror beror på att retentionen i Göta älv är i det närmaste försumbar. Således redovisas här endast belastningen på Västerhavet. Om belastningen på Vänern önskas så kan en korrigering för retentionen i Dalbosjön och i förekommande fall Värmlandssjön göras (tabell 5 . Eftersom de vattendrag som mynnar ut i Värmlandssjön utsätts för närsaltsretention i både Värmlandssjön och Dalbosjön, så är belastningen på havet från dessa vattendrag relativt sett lägre än för de vattendrag som mynnar i Dalbosjön eller direkt i Göta älv (figur 24–27 . Närsaltsbelastningen från delområden som ligger långt ner i de olika vattensystemen belastar respektive recipient i större utsträckning än delområden långt upp i systemen, då tillförseln från dessa områden generellt sett utsätts för mer retention under sin väg till recipienten.

4.4.1 Kvävebelastning

Den arealspecifika kvävebelastningen på havet är störst från de jordbruksintensiva områdena i Vänerens närområde och söder om Väneren, där speciellt jordbruksåarna Lidan, Nossan och Dalbergsån står för en stor belastning figur 25 . Dessa åar, tillsammans med Tidan och de stora skogsälvarna, står för de största kvävetransporterna i Göta älvs avrinningsområde figur 8 . Även Säreån, som påverkas av dels jordbruk dels stora punktutsläpp inom avrinningsområdet, har en stor belastning på havet (se vidare under Säreån i kapitel 6 . Andra viktiga punktutsläpp av kväve som till hög grad belastar havet är bl.a. ett flertal stora avloppsreningsverk och industrier, t.ex. i området kring Karlstad och Arvika, samt Ryaverket i Göteborg.

4.4.2 Fosforbelastning

Den arealspecifika belastningen av fosfor på havet är stor dels i området kring själva Göta älv, dels kring jordbruksåarna Tidan, Nossan och Dalbergsån. Andra betydelsefulla områden är den nedre delen av Klarälven, Byälven, samt den norra delen av Värmlandssjöns närområde figur 27). Fosforretentionen i avrinnings-

områdena för Tidan, Nossan, Dalbergsån och Byälven, samt Göta älvs närområde, är låg figur 19 . Detta bidrar till att den relativa belastningen från dessa områden blir hög, dvs. den procentuella andel av fosforbelastningen som når havet är stor figur 26). Fosforbelastningen från enskilda avlopp är till skillnad mot kvävebelastningen mycket mer påtaglig jämför t.ex. figur 8 och 9 , vilket är noterbart för exempelvis Byälvens avrinningsområde där ca. 20% av fosforbelastningen har detta ursprung se vidare under Byälven i kapitel 6).

De största fosfortransporterna sker via de stora skogsälvarna, samt Lidan och Tidan figur 9 . Den stora belastningen från skogs- och hyggemarken inom de stora skogsälvarna syns däremot inte när man betraktar den arealspecifika belastningen, vilket beror på att transporterna avspeglar ett tillskott från mycket stora arealer.

4.4.3 Förändringar i närsaltsutsläpp från punktkällor

Reduktion av punktutsläpp av närsalter till Vänern har under 1990-talet framförallt skett för kväve, medan fosforutsläppen har varit oförändrade eller i vissa fall t.o.m. har ökat Christensen 2002 . Kvävebelastningen på Vänern från olika punktkällor var markant lägre under perioden 1992–1996 jämfört med perioden 1997–2001. De tio största utsläppskällorna stod i detta fall för en minskning på totalt ca. 1 100 ton per år. De största reduktionerna ägde rum vid Gruvöns och Skoghalls bruk som också är bland de största utsläppskällorna. Fosforutsläppen till Vänern från de tio största punktkällorna ökade under samma period med totalt 32 ton per år, där den största enskilda ökningen skedde vid Skoghalls bruk. Även ett flertal av avloppsreningsverken hade högre fosforutsläpp under 1990-talets senare del, vilket antas bero på tillfälliga ökningar i samband med införandet av kväverening vid flera reningsverk (Christensen 2002 .

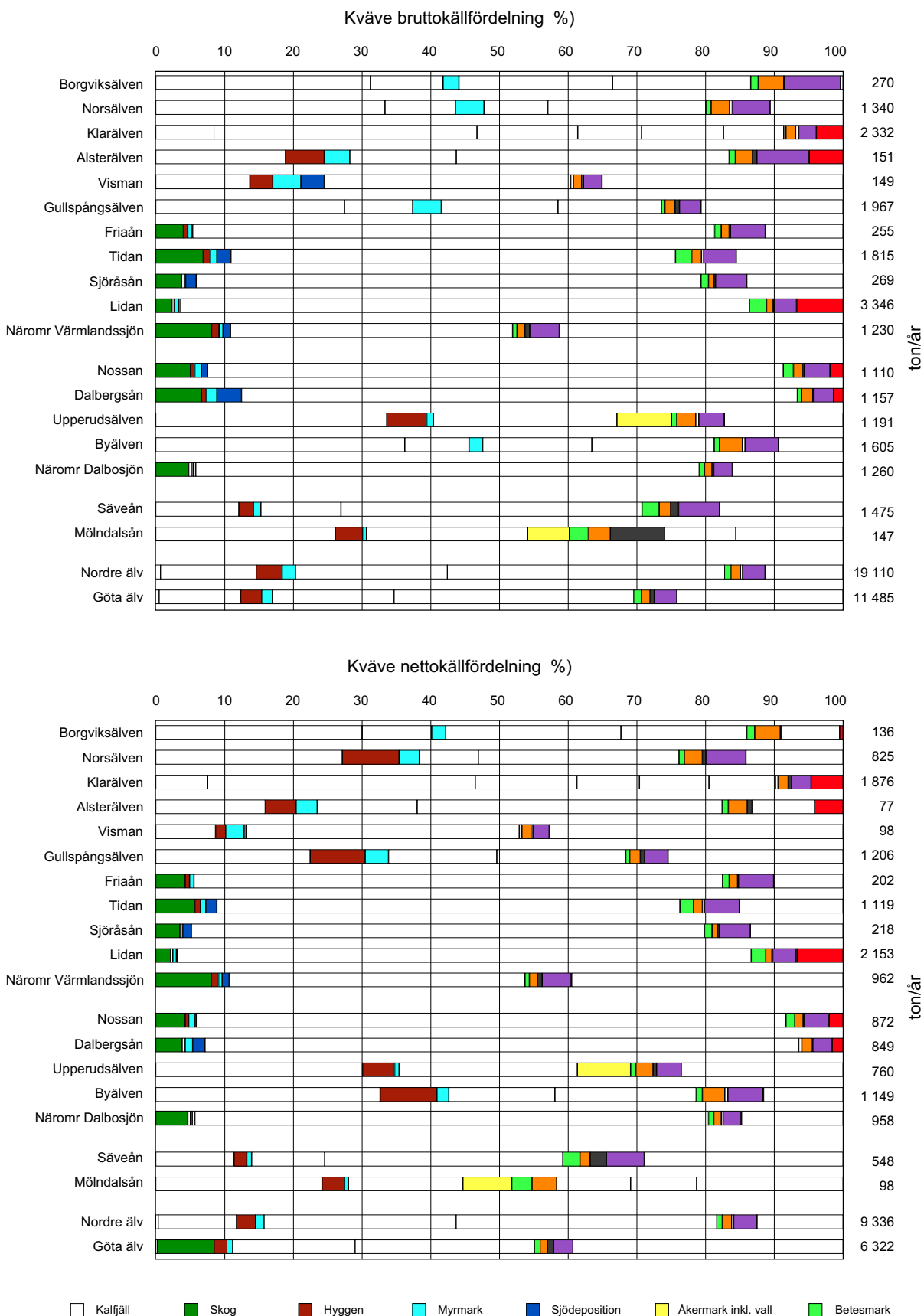
4.4.3.1 Förändrade punktutsläpp 1995–1999

Inom detta arbete har det endast varit möjligt

att ta hänsyn till förändringar över tiden när det gäller närsaltsbelastningar från punktutsläpp, medan övrig belastningar har behandlats som tidskonstanta och grundar sig på uppgifter för 1999. Den övervägande delen av utsläpps-uppgifter för olika punktkällor härrör från 1995 och 1999.

Totalt beräknas årsbelastningen av kväve på Västerhavet ha minskat med ca. 1132 ton mellan 1995 och 1999, vilket motsvarar en 6,7%-ig minskning av den totala belastningen (figur 29 . Minskningen beror dock till stor del på stora skillnader i närsaltsutsläpp från Ryaverket i Göteborg. Av dessa 1132 ton kväve kan 930 ton härledas till lägre utsläpp från reningsverket 1999 jämfört med 1995. Således kvarstår en belastningsminskning på ungefär 202 ton kväve per år under perioden ca. 1,3% av belastningen , vilket grovt motsvarar den minskade kvävebelastningen via Gullspångsälven och Värmlandssjöns närområde figur 29 . Under samma tidsperiod beräknas kvävebelastningen via Mölndalsån ha ökat med 14%, vilket till största delen beror på förhöjda utsläpp från Stora Enso Mölndal 1999 som orsakades av inkörningsproblem i ett nytt reningsverk.

Årsbelastning av fosfor på Västerhavet beräknas ha minskat med ca. 45 ton mellan 1995 och 1999, vilket motsvarar en 14%-ig minskning av den totala belastningen på havet figur 30 . Liksom för den minskade kvävebelastningen, beror detta till stor del på stora skillnader i närsaltsutsläpp från Ryaverket i Göteborg. Av dessa 45 ton fosfor kan 40 ton härledas till lägre utsläpp från reningsverket 1999 jämfört med 1995. Således kvarstår en belastningsminskning på ungefär 5 ton fosfor under perioden (ca. 1,5% av belastningen . Under samma period beräknas fosfortransporten via Mölndalsån ha ökat med 22%, vilket till största delen beror på förhöjda utsläpp från Stora Enso Mölndal 1999 orsakade av de tidigare nämnda inkörningsproblemen i ett nytt reningsverk. Fosforbelastningen på Vänern beräknas ha ökat mellan 1995 och 1999 med 2,7 ton per år, vilket motsvarar en ökning med 0,7% av den totala belastningen på sjön.



Figur 8. Källfördelning av kväve för utloppen från olika vattensystem inom Göta älvs avrinningsområde. Fördelningen ges som brutto- och nettofördelning där hänsyn har tagits till rententionen inom respektive vattensystem. Utloppet till havet beräknas till 2/3 ske genom Nordre älv och resterande, tillsammans med vattnet från Säveån och Mölnålsån, via Göta älvs utlopp. En mer detaljerad bild av källfördelningen för enskilda vattensystem ges i kapitel 6. Notera att teckenförklaringen är gemensam med figur 9.