



Miljömålsuppföljning Ingen övergödning 1995 och 2005

Slutrapport

Helene Ejhed, IVL
Maja Brandt, SMHI
Faruk Djodjic, SLU
Mikael Olshammar, IVL
Annika Ryegård, IVL
Holger Johnsson, SLU
Martin Larsson, SLU
Jakob Nisell, SLU
Lars Rapp, SLU
Gunnar Brånvall, SCB

På uppdrag av Naturvårdsverket

Publicering: www.smed.se

Utgivare: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut

Adress: 601 76 Norrköping

Startår: 2006

ISSN: 1653-8102

SMED utgör en förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, som är ett samarbete mellan IVL, SCB, SLU och SMHI. Samarbetet inom SMED inleddes 2001 med syftet att långsiktigt samla och utveckla den svenska kompetensen inom emissionsstatistik kopplat till åtgärdsarbete inom olika områden, bland annat som ett svar på Naturvårdsverkets behov av expertstöd för Sveriges internationella rapportering avseende utsläpp till luft och vatten, avfall samt farliga ämnen. Målsättningen med SMED-samarbetet är främst att utveckla och driva nationella emissionsdatabaser, och att tillhandahålla olika tjänster relaterade till dessa för nationella, regionala och lokala myndigheter, luft- och vattenvårdsförbund, näringsliv m.fl. Mer information finns på SMEDs hemsida www.smed.se.

Innehåll

Innehåll	1
Sammanfattning	3
Databaser och beräkningsunderlag	4
Områdesbeskrivning	7
Areal markanvändning	9
Jordbruksmark	12
Typhalter för kväveberäkningar	13
Typhalter för jordbruksmark	13
Typhalter för skogsmark, fjäll, myr och öppen mark	15
Deposition på sjö	16
Typhalter för naturlig bakgrundsbelastning	16
Typhalter för fosforberäkningar	17
Typhalter för jordbruksmark	17
Typhalter för skogsmark, fjäll, myr och öppen mark	18
Deposition på sjö	19
Typhalter för naturlig bakgrundsbelastning	19
Avrinning	19
Belastning från markläckage och atmosfärsdeposition på sjöar	20
Punktkällor	20
A- och B-anläggningar (Industrier och Reningsverk)	20
C- och U-anläggningar	21
Enskilda avlopp	22
Belastningsberäkningar	23
Dagvatten från hårdgjorda ytor i tätorter	25
Kväveretention	25
Resultat	27
Avrinning	27
Brutto- och nettobelastning av kväve för år 2005	28
Antropogent bidrag	31
Bruttobelastning av fosfor för år 2005	32
Antropogent bidrag	35
Brutto- och nettobelastning av kväve för år 1995	36
Antropogent bidrag	37
Bruttobelastning av fosfor för år 1995	38
Antropogent bidrag	40
Kvalitetsbedömning av resultaten	41
Belastningsberäkning av kväve	41
Jämförelse med uppmätta mängder i flodmynningar	41
Jämförelse med belastningsberäkningar i HBV-NP för 2005	43
Jämförelse mot TRK-resultat	44
Belastningsberäkning av fosfor	45
Jämförelse med uppmätta mängder i flodmynningar	45
Jämförelse med belastningsberäkningar i HBV-NP för 2005	47
Jämförelse mot TRK-resultat	48
Jämförelser mellan år 1995 och 2005	49

Brutto- och nettobelastning av kväve och fosfor	49
Bruttobelastning av kväve från jordbruksmark	50
Bruttobelastning av fosfor från jordbruksmark	51
Nettobelastning av kväve från jordbruksmark	52
Belastning från övrig markanvändning	52
Utsläpp från punktkällor	52
Miljömålsuppföljning	53
Referenser	54
Appendix 1.	56
Jordbruksmarkens utlakningskoefficienter, modell för kväve	56
Jordbruksmarkens utlakningskoefficienter, modell för fosfor	57

Sammanfattning

En uppföljning av två delmål för miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning mellan år 1995 och 2005 har genomförts av SMED på uppdrag av Naturvårdsverket. Det gäller specifikt delmålen om tillförseln av kväve och fosfor till havet respektive till vatten.

Underlag och indata till beräkningarna har tagits fram inom det parallella PLC5-projektet som genomförs för rapportering till HELCOM och från TRK-projektet (Brandt och Ejhed 2002). Metodik för beräkningarna har utvecklats mycket sedan TRK-projektet och beskrivs utförligt i rapporten. En av de största förändringarna i metodik har genomförts för fosfor belastningsberäkningar från jordbruksmark där nya mer fysikaliska modeller använts. Ytterligare en stor förändring har varit användning av Tekniskt Beräkningssystem Vatten (TBV) som ska medföra en mer kvalitetssäkrad hantering av beräkningarna

Resultaten i denna rapport presenteras och bedöms med avseende på kvalitet och jämförs med transporterade mängder i flodmynningarna, TRK-resultat och resultat i HBV-NP.

Resultaten visar att den antropogena belastningen av kväve minskat med cirka 25 % från år 1995 till år 2005 för de svenska vattenburna utsläppen till haven söder om Ålands hav. Delmålet för kväve anger en minskning med 30 % till år 2010.

Resultaten visar vidare att den antropogena bruttobelastningen av fosfor minskat med cirka 14 % från år 1995 till år 2005 för de svenska vattenburna utsläppen till sjöar, vattendrag och kustvatten. Delmålet för fosfor anger en minskning med minst 20 procent till år 2010.

Databaser och beräkningsunderlag

Indata och beräkningsunderlag för år 2005 har till stor del utnyttjat de sammanställningar som gjorts inom projektet PLC5; detta för att data till miljömålsuppföljningen ska vara så jämförbara som möjligt med kommande rapportering till HELCOM PLC5. Indata och beräkningsunderlag för år 1995 har tidigare sammanställts inom projekten TRK-projektet (Brandt och Ejhed 2002) och efterföljande projekt TRK95 (Ejhed 2003), men många indata och beräkningar har uppdaterats och kompletterats för att så långt möjligt ge resultat som är jämförbara med resultat gällande år 2005. Nedan följer en tabell som ger översikt över vilka indata och beräkningsunderlag som har använts för år 2005 respektive år 1995. Samtliga indata har lagrats i Tekniskt Beräkningssystem Vatten (TBV) och beräkningar har genomförts inom systemet. TBV har utvecklats för att skapa en kvalitetssäkrad hantering av indata och beräkningsrutiner, men har inneburit ett stort merjobb inom detta projekt med utredning av buggar och utvecklingsarbete.

Tabell 1. Indata och beräkningsunderlag gällande för år 2005 och 1995. Om skillnader finns i indata och underlag till år 1995 jämfört med år 2000 beskrivs detta i respektive ruta annars noteras enbart X.

Indata	Bakgrundsdata 2005	Bakgrundsdata 1995
Gränser, områden:		
Tillrinningsområden till havsbassänger	HELCOM	X
Huvudavrinningsområden	SMHI	X
Kilar mellan huvudavrinningsområden	SMHI	X
PLC5/TRK-områden	SMHI (kallas även rapporteringsområdet)	TRK-områden. För öar finns inga TRK-områden. För öar används delavrinningsområden även som enskilda TRK-områden.
Delavrinningsområden (land- och havsområden)	SMHI	Delavrinningsområden enligt TRK version
Utlakningsregioner	SCB, 18 produktionsområden, varav 4 har delats	X
Skogsregioner	Gräns Norrland enligt norrlandsgränsen, SV och SO Sverige efter vattendelare mellan Västerhavet och Östersjön	X
Markanvändning:		
Skog, fjäll inkl. glaciär, myr, öppen mark, vatten, tätorter	Lantmäteriet: Översiktskartan (Röda kartan); utanför Sverige: GRID Arendal	Samma markanvändningsindelning och samma kartunderlag 2005 och 1995 men fördelat till olika delavrinningsområden

Indata	Bakgrundsdata 2005	Bakgrundsdata 1995
Jordbruksmark	SJV: Jordbruksblock och IAKS	Lantbruksregistrets församlingsdata fördelade till delavrinningsområde i TRK-projektet, officiell statistik för produktionsområden
Medelhöjd för delavrinningsområden	Lantmäteriets höjddatabas	X
Jordarter, jordbruksmark	SLU, Eriksson et al., 1999	X
Lutning, jordbruksmark	GIS-analys, Blå kartan	X
P-HCL-klass för matjord	SLU, Eriksson et al., 1999	X
Avrinning:		
Nederbörd, temperatur 1981-2004	SMHI	X
Koppling mellan delavrinningsområden samt PLC5/TRK-områden	SMHI	Koppling mellan delavrinningsområden och TRK-områden
Regleringsstrategier för större dammar	Regleringsföretag, bearbetning SMHI	X
Vattenföringsserier 1981-2004	SMHI	X
Typhalter		
Jordbruksläckagehalter för kväve och fosfor beräknade med SOILNDB resp. ICECREAMDB utifrån: Kvävematrix för utlakningsregioner (22), grödor (15), jordarter (10) Fosformatrix för utlakningsregioner (22), grödor (15), jordarter (10), lutning (3), P-HCL (3)	SOILNDB-beräkningar, SLU ICECREAMDB-beräkningar, SLU	X
Klimatserier 1985-2004 (daglig nederbörd, temperatur, solinstrålning, luftfuktighet och vindhastighet)	SMHI	X
Målavrinning, årsmedelavrinning per utlakningsregion	SMHI, bearbetning SLU	X
Atmosfäriskt kvävedfall på jordbruksmark	MATCH-modellberäkningar, SMHI	X
Gödsling, normskörd, tidpunkt för jordbearbetning, sådd och skörd per produktionsområde	SCB	X
Bakgrundstyphalter för jordbruksmark, kväve och fosfor	Modellberäkningar och expertbedömning	X
Kväve- och fosfortyphalter för kalvfjäll (inkl. glaciärer), skog-, myrmark, Norrland	Löfgren och Brandt, 2005	X
Kvävetyphalter för skog, södra Sverige	Uggle och Westling, 2003	X
Kvävetyphalter för myr, södra Sverige	Hav-90, TRK	X
Fosfortyphalter för skog- och myr, södra Sverige	Uggle och Westling, 2003	X
Kväve- och fosfortyphalter för	Bedömning baserade	X

Indata	Bakgrundsdata 2005	Bakgrundsdata 1995
övrig öppen mark	på mätdata och expertbedömning	
Atmosfäriskt nedfall på sjöar	Kväve: MATCH-modellberäkningar SMHI	X
	Fosfor baserade på mätdata 2006, IVL	X
Utsläpp		
Reningsverk, A och B	EMIR samt KUR-projekt, SCB, IVL	X
Reningsverk, C (200-2 000 pe)	Baserade på teknikutgifter och emissionsfaktorer, IVL, SCB	X
Industri, A och B	EMIR, KUR-projektet samt inventering av speciella branscher, SCB, IVL	X
Enskilda avlopp	Beräkningar per delavrinningsområde baserade på kommunenkät (Olshamar m.fl., 2007), fastighetstaxerings-, fastighets- och befolkningsregister, SCB samt utsläppsschabloner	Skillnad i underlaget till 1995 baseras på fastighetstaxering, fastighets- och befolkningsregistret
Dagvatten från hårdgjord ytor, tätorter	Beräkning baserad på Röda kartans tätorter (> 200 personer) och SCB:s statistik med populationsbaserad markanvändningsfördelning samt schabloner, IVL	Beräkning för år 1995 baseras på samma schabloner och kartunderlag som för år 2005 men med population och deposition av kväve avseende år 1995.
Övriga underlag		
Flodmynningsstationer	Flöde 1985-2004, medelhalt år 2004 och 1995. Miljöövervakningsprogram Sötvatten, datavärd Inst. för miljöanalys, SLU	X
TRK-retention	Normal- och bakgrundsretention har beräknats baserat på TRK-retention. SMHI,	X

Områdesbeskrivning

Här följer en kortfattad beskrivning av områdesindelning för avrinningsområden och markanvändning. En mer omfattande beskrivning för år 2005 blir dokumenterad i rapportering för projektet PLC5.

Den hydrologiska indelningen, som är grunden för beräkningarna i avrinningsområden, har hämtats från SVAR (Svenskt Vattenarkiv). Sverige är indelat i huvudavrinningsområden och ett antal kustområden, som avvattnar kustnära områden mellan huvudavrinningsområdena.

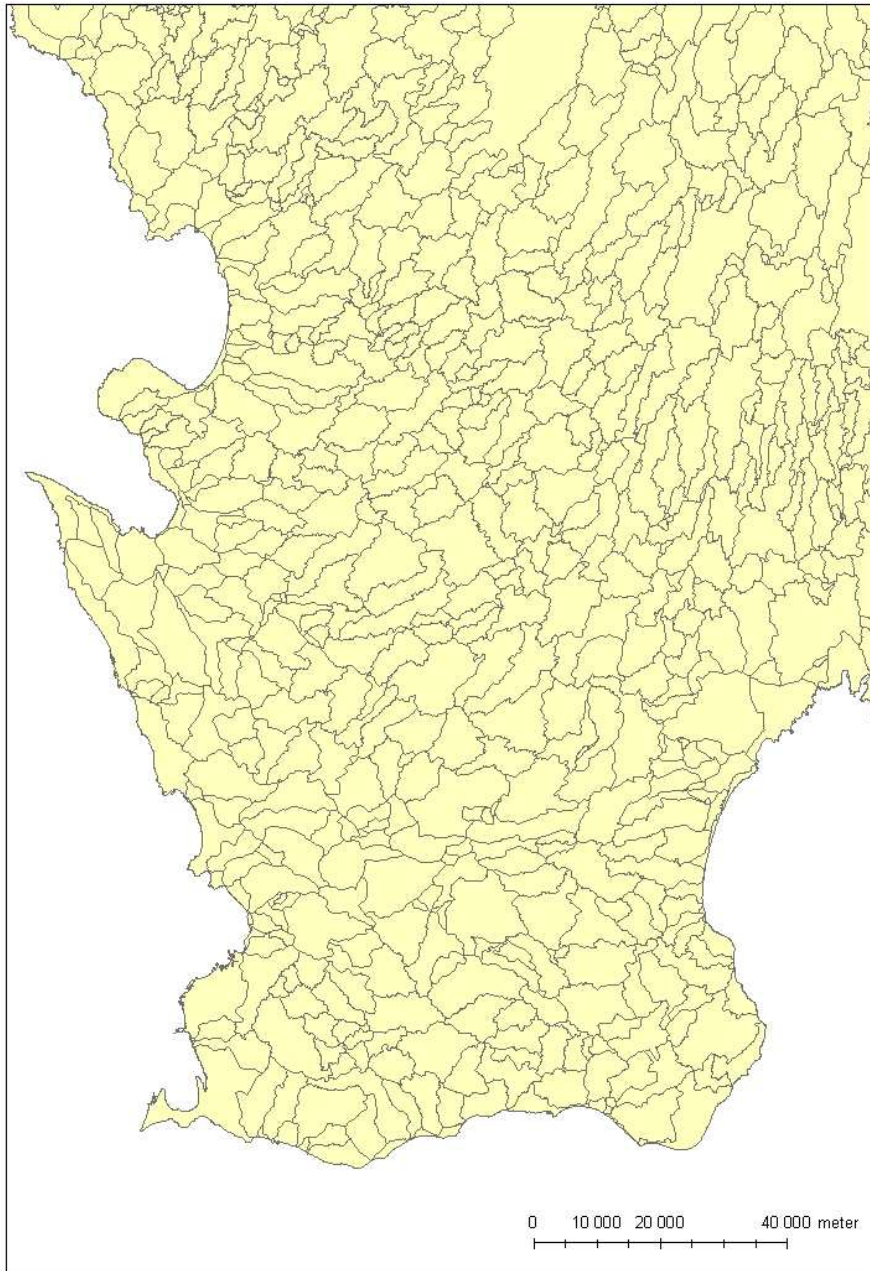
Dessa avrinningsområden har sedan indelats i cirka 12 500 stycken delavrinningsområden (s.k. standardavrinningsområden) med en genomsnittlig areal av 35 km². SVAR uppdateras årsvis och i PLC5-uppsättningen har 2006 års version använts (figur 1). Även på öarna har vattendelare för tillrinningsområden till havsområdena digitaliserats. Areorna har summerats och kopplats till respektive havsområde (ca 550 stycken varav ett antal saknar öar). Delavrinningsområdena och havsområdena för öar har aggregerats samman till större delområden, så kallade PLC5 -områden.

Vidare har Sveriges omgivande hav delats in i olika havsbassänger, till vilka tillrinningsområden tagits fram. För denna tillämpning har HELCOMs havsbassänggränser använts (figur 2), vilka avviker från SVARs havsbassänger.

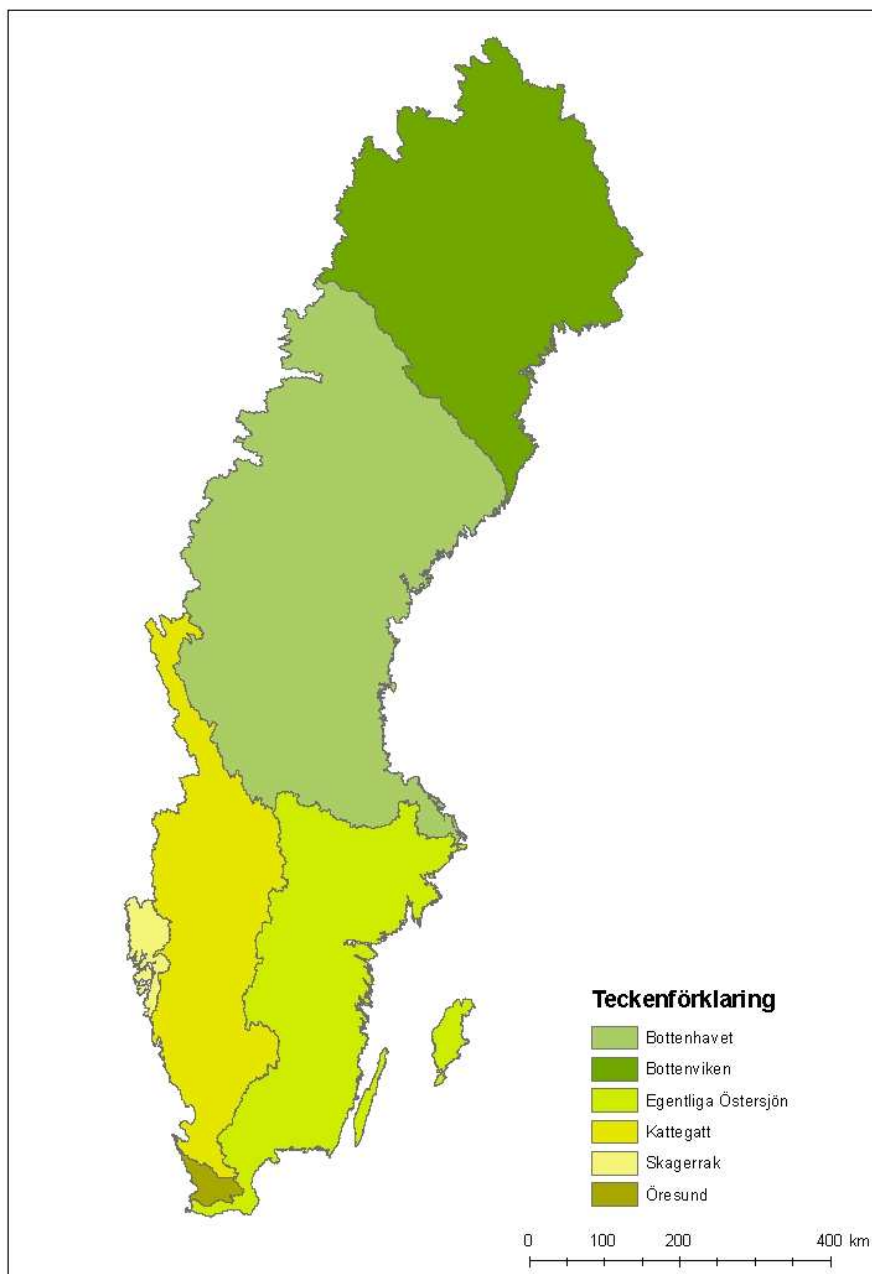
För år 1995 har delavrinningsområden från TRK-projektet använts och en omfattande beskrivning av dessa finns i rapporten från projektet (Brandt och Ejhed 2002). I TRK-projektet användes även TRK-områden som är sammanslagna delavrinningsområden nästan identiska PLC5-områden. TRK-områden finns dock inte för havsområden och omfattar därmed inte öar. Därför har samma identitetsnummer för delavrinningsområden för öar använts även som identitetsnummer av TRK-områden i de områdena. Detta för att på enklast möjliga sätt skapa den hierarkiska områdesstruktur som är nödvändig för beräkningarna i Tekniskt Beräkningssystem Vatten (TBV).

Beräkningen av jordbruksläckage har baserats på SCB:s produktionsområden, varav fyra har delats för att ta bättre hänsyn till de klimatgradienter som finns i de ursprungliga områdena.

Skogsläckageberäkningarna har baserats på en indelning av Sverige i tre delar. Gränsen mellan den norra och de två sydliga delarna följer i stort sett norrlandsgränsen, men har anpassats efter avrinningsområdesgränser. Gränsen mellan de två sydliga följer avrinningsgränsen mellan Östersjöns och Västerhavets tillrinningsområden.



Figur 1. Delavrinningsområden för PLC5 och miljömålsuppföljning i södra Sverige.



Figur 2. Sveriges tillrinningsområden till havsbassänger PLC5

Areal markanvändning

För år 2005 har markanvändningsklasser beräknats enligt följande tillvägagångsätt. Ett raster (25 m cellstorlek) har skapats för GSD-Översiktskartans markanvändningsklasser för att kunna beräkna markanvändningen för varje delavrinningsområde. Jordbruksmark har definierats av de rasterskikt med jordbruksblock från Jordbruksverket vilka har lagts ihop med GSD-Översiktskartan. Jordbruksblocken har ansatts högre prioritet än övriga klasser vid hopslagningen. För att uppnå att arean av jordbruksmark överensstämmer med den totala grödarealen har arealen

jordbruksmark minskats med det som ur grödfördelningsberäkningarna (se nedanstående beskrivning) klassats som öppen mark. För att bibehålla korrekt totalareal har klassen för öppen mark ökat med samma värde.

Tabell 2. Markanvändning per havsbassängområde i kvadratkilometer gällande för år 2005. OBS, att arealerna inkluderar områden i Finland och Norge

Område	Fjäll	Jordbruk	Myr	Skog	Tätort	Vatten	Öppen	Summa
Bottenviken	22 777	815	15 376	79 086	387	8 300	2 801	129 541
Bottenhavet	15 756	3 657	14 719	130 493	1 121	12 555	3 908	182 209
Egentliga Östersjön		16 170	1 407	48 307	2 567	8 068	7 886	84 406
Öresund		1 816	5	283	247	34	387	2 773
Kattegatt	1 891	8 870	3 447	40 631	1 377	10 024	4 925	71 165
Skagerrak		865	78	3 024	185	171	1 438	5 762
Sverige	40 424	32 193	35 033	301 825	5 885	39 151	21 346	475 857

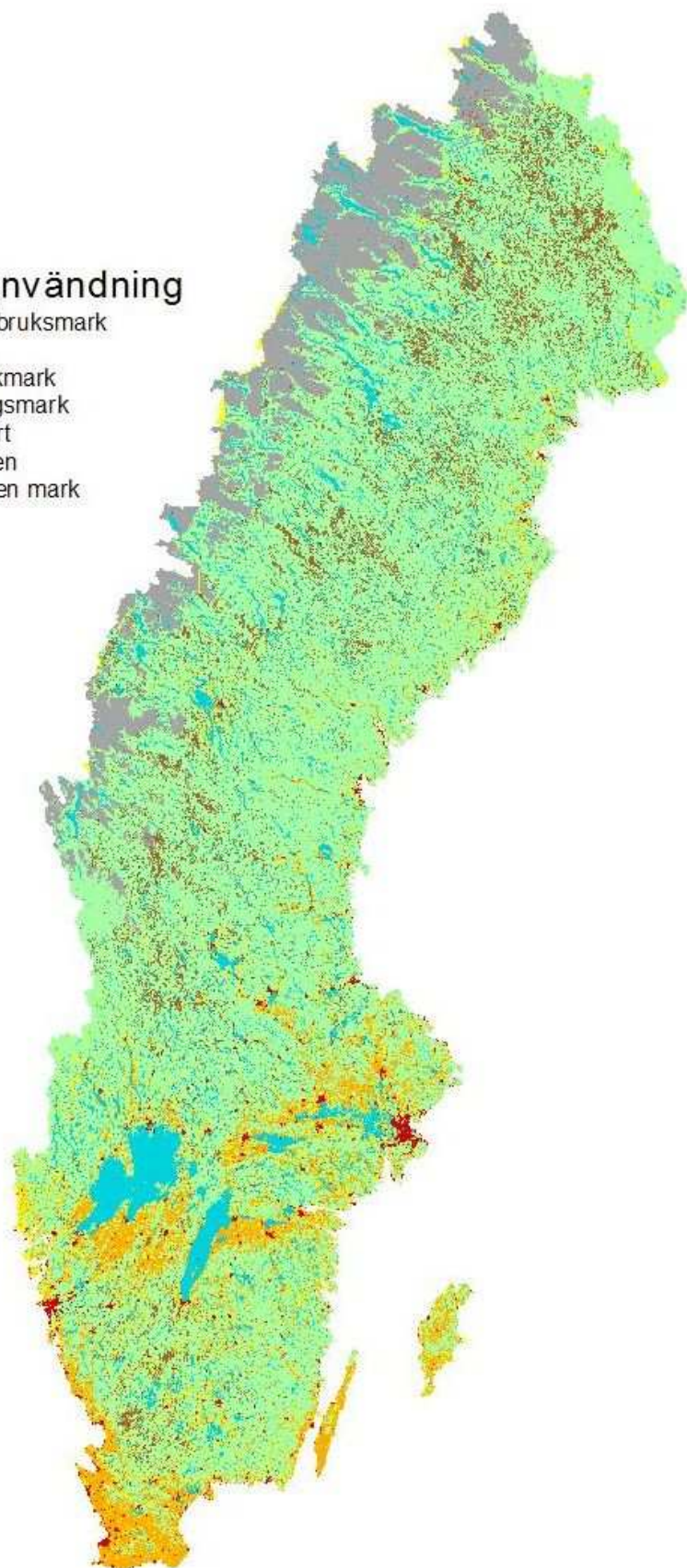
Markanvändningen gällande år 1995 har baserats på underlag som togs fram i TRK-projektet (Brandt och Ejhed 2002) och efterföljande projekt TRK95 (Ejhed 2003). Markanvändningen har sammanställts från samma underlag som för år 2005, översiktskartan (1:250 000) från Lantmäteriet och har kopplats till SMHIs delavrinningsområden (12 000 st). Jordbruksmarkens areal och grödfördelning har baserats på Lantbruksregistret gällande år 1995 för församlingar. Grödarealen har omfördelats till delavrinningsområden och då arealen överskred eller underskred jordbruksmarkens areal enligt översiktskartan har all övrig markanvändning justerats proportionellt så att den totala arealen motsvarade den geometriska arealen för delavrinningsområdet. Areal för hyggen från TRK-projektet har lagts samman till skogsmark eftersom skillnaderna i uppbyggnad av det statistiska underlaget för arealer av hyggen är stora mellan år 1995 och 2005 och har därför inte använts i beräkningarna för miljömålsuppföljningen.

Tabell 3. Markanvändning per havsbassängområde i kvadratkilometer gällande för år 1995. OBS, att arealerna inkluderar områden i Finland och Norge

Område	Fjäll	Jordbruk	Myr	Skog	Tätort	Vatten	Öppen	Summa
Bottenviken	22770	932	15458	79450	358	8323	2722	130014
Bottenhavet	15755	3868	14933	130866	990	12605	3795	182812
Egentliga Östersjön	0	15607	1405	48649	2269	8061	8542	84533
Öresund	0	1649	6	299	237	34	560	2784
Kattegatt	1891	9160	3491	40682	1292	10024	4649	71190
Skagerrak	0	724	78	3077	153	181	1614	5827
Sverige	40416	31940	35372	303023	5299	39227	21882	477159

Markanvändning

- Jordbruksmark
- Fjäll
- Sankmark
- Skogsmark
- Tätort
- Vatten
- Öppen mark



Figur 3. Markanvändning år 2005

Jordbruksmark

IAKS-data (Integrerat Administrativt Kontroll System) för år 2005 har levererats från Jordbruksverket som en shapefil med blockgränser och blockidentiteter. Data har sparats i rasterformat med 25 meters cellstorlek för att grödfördelningen för varje delavrinningsområde skulle kunna beräknas. Grödklasserna i IAKS-data är skilda från de som används av SOILNDB, ICECREAMDB och TBV varför en översättningstabell mellan IAKS-grödklasser och nämnda systems klassindelning har skapats. Eftersom blocken delas av delavrinningsområdesgränser, och det är omöjligt att ur underliggande IAKS-datamaterial finna vilka grödor som ligger på de olika sidorna om dessa gränser. Grödarealerna inom delade block har därför fördelats på avrinningsområden genom viktning utifrån geometriska arealer. Varje blocks andel inom vart och ett av delavrinningsområdena har bestämts med GIS. Tillsammans med blockens totalyta har en vikt bestämts för hur grödarealen statistiskt kan fördelas. Totalyta av grödor i IAKS-tabellen för varje block har bestämts och sedan jämförts med de geometriska arealerna för blocken. I de flesta fall överensstämde inte dessa arealer vilket har lösts på följande sätt:

- Om IAKS-arealen var mindre än blockytan, har inte differensen tagits med i jordbruksmarksstatistiken utan angivits som öppen mark i statistiken för övrig markanvändning.
- Om IAKS-arealen var större än blockytan, har åkermarkens yta begränsats av den geometriskt bestämda blockytan och grödoarealen har viktats med den procentuella fördelningen av grödor inom blocken.

Jordbruksarealen för grödor och betesmark har erhållits per församling från Lantbruksregistret (LBR) gällande år 1995 från Statistiska Centralbyrån. Dessa arealer motsvarar samtliga grödor vid gårdar med större areal än 2 hektar åkermark. Detta underlag är inte helt jämförbart med det underlag som har använts för beräkning av belastning gällande år 2005.

Underlaget för år 2005 har baserats på en statistiksammanställning inom Jordbruksverkets blockdatabas och databasen IAKS, som är underlaget för ansökningar om stöd från EU. IAKS omfattar gårdar med areal >0.3 hektar åkermark. Båda statistiksammanställningarna finns tillgängliga för 1995 och det året visade det sig att sammanställningen av enskilda grödor i de två statistiksammanställningarna inte helt överensstämde; grönfoder redovisades t.ex. till stor del som blandsäd i IAKS (SCB 2001). Detta medför att justeringar måste genomföras för att erhålla jämförbarhet mellan sammanställning baserat på IAKS och sammanställning baserat på LBR eftersom utlakningen från mark odlad med de olika grödorna kan skilja sig mycket åt. En viktning har därför genomförts av TRK95-data av grödarealerna från LBR 1995 med fördelningen av grödor enligt IAKS/LBR 1999 då båda statistiksammanställningarna finns tillgängliga parallellt. Viktningen har baserats på rikets fördelning och har ansatts alla grödor efter att de fördelats på delavrinningsområden. De arealer där inga ansökningar om stöd från EU för nyttjande av åkermark anmälts trots att areal finns enligt kartunderlaget, blockdatabasen, är enligt Jordbruksverket öppen mark. Detta antagande skiljer sig från antagande i projekten TRK och TRK95 där odefinierad jordbruksmark ansattes ett medel av typhalten för samtliga grödor. Viss omfördelning av åkermarken har förekommit mellan år 1995 och 2005 delvis på grund av att underlagen är olika, församlingsstatistik 1995 jäm-

fört med IAKS-data 2005, men det är även en faktisk omfördelning av arealer i landet.

Typhalter för kväveberäkningar

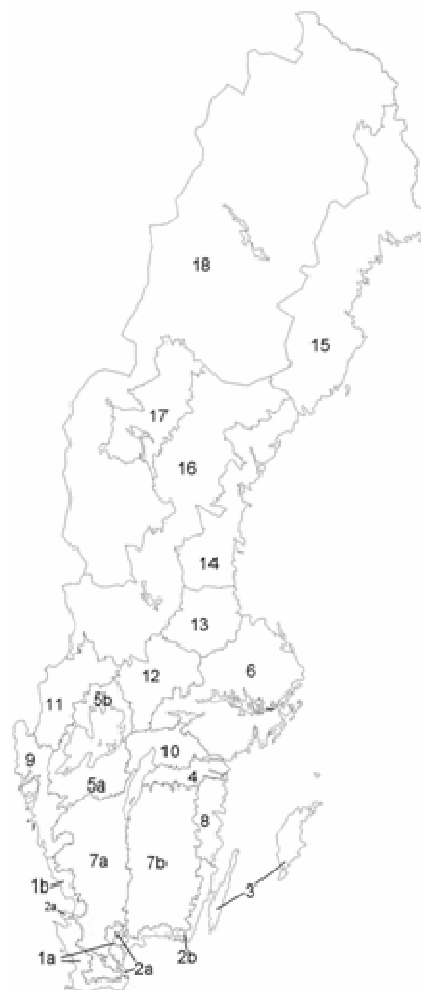
Typhalter för jordbruksmark

Modellen för beräkning av typhalter av jordbruksmark beskrivs utförligt i appendix 1 till denna rapport. Tillämpning av modellen för nationella beräkningar av typhalter för jordbruksmark kräver standardisering av indata. Jämförelser av erhållna resultat är meningsfulla enbart om indata som modellberäkningarna grundas på är insamlade på ett enhetligt och konsekvent sätt. Därför har beräkningar av årsmedelkoncentrationer av totalkväve utförts enligt en matris med följande ingående vektorer:

- utlakningsregion
- gröda
- jordart
- gödslingsform

Åkermarken i Sverige har delats upp i 22 utlakningsregioner (figur 4). Grunden för uppdelningen har varit SCB:s indelning i arton produktionsområden för redovisning av jordbruksstatistik (po18-indelningen). Fyra produktionsområden har delats för att avrinningskillnaderna inom områdena är stora. Jordbruksstatistik finns också redovisat för åtta större områden (po8-indelningen) samt för hela landet (riket). Jordbruksstatistiken har sammanställts för hand i en databas. Dessa databaser har använts som indata till programmet som genererar växtodlingstidsserier, CSMG (Crop Sequence and Management Generator). CSMG genererar kompletta växtföljder med odlingsåtgärder som innefattar allt som normalt sker i odlingen, t.ex. tidpunkter för sådd, skörd, gödsling, plöjning, mm.

Utlakningsregion	Produktionsområde
1a	Skåne och Hallands slättbygd, Skånedelen
1b	Skåne och Hallands slättbygd, Hallandsdelen
2a	Sydsvenska mellanbygden, Skånedelen
2b	Sydsvenska mellanbygden, Blekinge- och Kalmardelen
3	Öland och Gotland
4	Östgötaslätten
5a	Vänerslätten, södra delen
5b	Vänerslätten, norra delen
6	Mälardalen och Hjälmarsbygden
7a	Sydsvenska höglandet, västra delen
7b	Sydsvenska höglandet, östra delen
8	Östsvenska dalbygden
9	Västsvenska dalbygden
10	Södra Bergslagen
11	Västsvenska dalsjöområdet
12	Norra Bergslagen
13	Östra Dalarna och Gästrikland
14	Kustlandet i nedre Norrland
15	Kustlandet i övre Norrland
16	Nordsvenska mellanbygden
17	Jämtländska silurområdet
18	Fjäll- och moränområdet



Figur 4. De tjugotvå utlakningsregionerna i Sverige

Även klimatdata har sammanställts för varje utlakningsregion och har använts som indata för modellsimuleringar. Dagliga värden på nederbörd, lufttemperatur, vindhastighet, humiditet och molnighet har använts som drivdata i modellerna. För beräkningarna för både 1995 och 2005 har perioden 19850101-20041231 använts. Tjugo år har ansetts vara en tillräckligt lång tidsperiod för att representera ett "normalväder". Klimatdata för varje region som beräknats har sammanställts i en databas tillsammans med information om växtsäsongens start- och slutdatum.

Andelen år av varje gröda i växtföljden är proportionell mot arealförekomsten av den grödan det året beräkningen gäller. CSMG har slumpat en växtföljd utifrån givna regler för vilka grödor som kan följa på varandra i växtföljden. Dessa regler kan anges interaktivt vid körningen av programmet och kan varieras beroende på vilka typer av beräkningar man gör. CSMG genererar mycket långa växtföljder, i storleksordningen av 10 000-tals år. Vid simuleringen delas växtodlingstidsserierna upp i delar om 20-30 år beroende på hur lång serie av klimatdata man har. De långa

växtföljderna är nödvändiga för att få bra medelvärden på utlakningen från grödor med liten areal.

Tolv grödklasser har beräknats: vårkorn, höstvetete, vall, sockerbetor, höstraps, havre, vårvete, råg, vårraps, potatis, träda och extensiv vall. I höstraps inkluderades även höstrybs, i vårraps vårrybs, i råg höstkorn och rågvete och i potatis både matpotatis och stärkelsepotatis. Samtliga grödor utom extensiv vall har ingått i slumpade växtföljder. Om någon av grödorna inte har odlats eller odlats på <1% av arealen i respektive region har den grödan uteslutits ur växtföljden. Extensiv vall har beräknats i en monokultur som varken skördas eller gödslas. Samma beräkning gäller för både 1995 och 2005.

Utlakningen har beräknats för tio jordar uppdelade enligt den internationella texturklassificeringen: sand, loamy sand, sandy loam, loam, silt loam, sandy clay loam, clay loam, silty clay loam, silty clay och clay. Jordarna skiljer sig åt bland annat avseende de hydrauliska egenskaperna. Även det maximala rotdjupet skiljer sig mellan jordarna. Jordartsfördelningen inom Sverige har producerats i samband med en inventering av miljötillståndet i svensk åkermark, som utfördes av SLU och SCB på uppdrag av Naturvårdsverket och Jordbruksverket (Eriksson et al., 1999). Proverna har tagits i matjorden och sammanlagt ca 3 100 prover ligger till grund för kartan, vilket motsvarar ca 1 prov per 900 ha åkermark. Data från inventeringen har extrapolerats i TRK-projektet (Brandt och Ejhed, 2002) för att få en heltäckande jordartskarta på åkermark i Sverige.

Uppgifter om tidpunkten för jordbearbetningstidpunkter har insamlats av SCB (2004). Såtidpunkterna för vårsådd gröda har anpassats till jordbearbetningstidpunkten på våren. Skördetillfällena har i princip uppskattats från jordbruksstatistisk årsbok (SCB, 1991). Vid beräkning av normalutlakningen för 2005 har fånggrödor inkluderats. År 1995 fanns inget stöd för fånggrödor och därför har det antagits att ingen fånggröda odlades.

Två gödslingsregimer har beräknats: en med enbart handelsgödsel och en med stallgödsel kompletterad med handelsgödsel. Gödslingsregimerna har viktats samman enligt den relativa förekomsten i varje region till en koefficient för varje gröda och jordart. Efter simuleringen har SOILNDB beräknat utlakning för agrohydrologiska år, första juli till sista juni. Normalutlakningen har beräknats för alla olika kombinationer av grödor och jordarter.

Vissa grödor har odlats på < 1 % av arealen i respektive region och är inte med i den simulerade växtodlingen. Utlakningskoefficienter har satts genom att ersätta de saknade grödornas utlakningskoefficient med medelvärden av vissa andra grödor.

Typhalter för skogsmark, fjäll, myr och öppen mark

Typhalter för kväve har tagits fram inom projektet SMED PLC5 och samma typhalter har använts för 1995 och 2005 års beräkningar. Inom Miljömålsuppföljningen har dock inte hyggesarealer tagits med och typhalten för hyggen har därför inte använts.

Typhalterna har baserats på mätdata från representativa områden inom de regionala och nationella mätprogrammen.

För norra Sverige har en algoritm använts för att beräkna typhalten för kväve och en säsongsvariation i enlighet med Löfgren och Brandt (2005). Typhalterna har beräknats utifrån medelhöjden i området, med lägre typhalter i fjälltrakterna än nära havet, enligt formeln:

$$Tot-N \text{ (mg/l)} = 1,265 - 0,362 * \log_{10}(\text{medelhöjd(m)})$$

Månadssäsongsvariationen för kväve varierar med en faktor 0,96 och 1,02 med de högsta värdena under vintern. Skog, myr, fjäll och öppen mark har fått samma typhalt (i TRK-beräkningarna användes fasta typhalter för hela regionen i norra Sverige och de var högre för myr än för skog).

För södra Sverige har samma typhalter använts för skog, myr och öppen mark som i TRK-projektet (Brandt och Ejhed, 2002). Årstyphalten (Tot-N) är för skog är 0,43 mg/l i tillrinningsområdet till Västerhavet och 0,52 mg/l för tillrinningsområdet till Östersjön med en månadsfaktor som varierar mellan 0,8 och 1,2. Årstyphalten för myr är högre med 0,83 mg/l för tillrinningsområdet till Västerhavet och 0,96 mg/l för tillrinningsområdet till Östersjön med en månadsfaktor mellan 0,8 och 1,3. Typhalten för öppen mark är densamma för skog utom längs den sydligaste kusten (utlakningsregioner 11, 12, 21 och 22), där den är 1,5 mg/l med en månadsfaktor mellan 0,7 och 1,3.

Typhalter för skog, fjäll, myr och öppen mark har ansatts som naturliga bakgrundstyphalter. Skillnader mellan brukade och obrukade skogsområden har visat sig svåra att påvisa (Löfgren och Westling, 2002).

Deposition på sjö

Depositionen av kväve på sjöar har baserats på MATCH-modellens NH_x - och NO_x -månadsvärden. Dessa har tagits fram som en torrdeposition och en våtdeposition i ett gridnät, som har omräknats till TRK- respektive PLC5-områden. Depositionen är högst i sydvästliga Sverige och lägst i nordligaste Sverige.

För år 2005 har samma kvävedeposition på sjöytor använts som tagits fram inom projektet SMED PLC5, d.v.s. beräknade medelvärden för de hydrologiska åren 2001-2004. För år 1995 har deposition på sjöytor för 1997 använts.

Deposition av kväve på sjöar har klassats som en antropogen källa i beräkningarna.

Typhalter för naturlig bakgrundsbelastning

JORDBRUK

För kväve har utlakning från extensiv vall betraktats som bakgrundutlakning. Extensiv vall har inte ingått i de tidigare beskrivna växtsekvenserna utan har för alla kombinationer av jordart och region beräknats separat. Extensiv vall har definierats som en vall som inte gödslas eller skördas. Den har beräknats i en 20-årig monokultur för vilken medelvärden beräknats. Extensiv vall antas växa under växtsäsongen för respektive region. Upptaget av kväve till vallen regleras av ett potentialupptag och en fördelning av kväveupptaget under säsongen. Potentialupptaget

har antagits överstiga det faktiska kväveupptaget, d.v.s. under större delen av växtsäsongen har vallen antagits kunna ta upp det kväve som finns tillgängligt via mineralisering och deposition, etc. Under början och framförallt slutet av växtsäsongen antas dock potentialupptaget vara lägre och tillgängligt kväve kan då överstiga växtupptaget. Säsongfördelningen av det potentiella kväveupptaget styrs av modellparametrar som beskriver grödans utveckling.

ÖVRIG MARK

Typhalter för skog, fjäll, myr och öppen mark har ansatts som naturliga bakgrundstyphalter.

Typhalter för fosforberäkningar

Typhalter för jordbruksmark

Modell för beräkning av typhalter för jordbruksmark för fosfor beskrivs i appendix 1 till denna rapport.

Förutom vektorer (utlakningsregion, gröda, jordart, gödslingsform se appendix 1) som är gemensamma för både N- och P-beräkningarna förekommer ytterligare två vektorer för P: P-HCl-klass i matjorden och lutningsklass. Övriga indata (t.ex. klimatdata, jordbearbetnings-, sådd- och skördetidpunkter m.m.) är samma som för kväve och finns beskrivna i kapitel ”Typhalter för kväveberäkningar – Typhalter för kväve” ovan i denna rapport.

Jordbruksmarkens innehåll av förrådsfosfor, P-HCl, har provtagits under 1990-talet och redovisas i Eriksson et al., 1997. Provresultaten med P-HCl har i TRK-projektet (Brandt och Ejhed, 2002) interpolerats till en rasterkarta med cellstorleken 10x10 km. Data har även extrapolerats för att geografiskt täcka de delar av markanvändningskartan som har klassen jordbruksmark (10x10 km cellstorlek). Därefter beräknades ett arealviktat medelvärde för jordbruksmark inom varje delavrinningsområde (25x25 m cellstorlek). Baserat på dessa medelvärden har varje delavrinningsområde tilldelats en av följande tre fosforklasser: låg (<0,693 g P/kg jord), medel (0,693 – 0,832 g P/kg jord) och hög (>0,832 g P/kg jord). I ICECREAM-simuleringar har följande värden använts för att representera varje P-HCl-klass: 0,61 g P/kg jord (låg), 0,76 g P/kg jord (medel) och 0,96 g p/kg jord (hög).

Lutningar har beräknats för jordbruksmark som ligger inom 50 meter från vatten. Vatten definierades i beräkningarna som hydrografen i blå kartan (1:100 000). Följande data användes:

- GSD-Höjddata från Lantmäteriet (50 m cellstorlek)
- GSD-Vägartans hydrografilinjer och markanvändningsklassen vatten.
- Blockkartan från Jordbruksverket för 2005

Ett rasterskikt med vatten i Vägartans skikt för markanvändning samt linje i hydrografiskiktet har tagits fram med GIS. Cellstorleken valdes till 50 meter. En buffertzon på 50 meter skapades kring vattendrag och sjöar. De av Jordbruksverket levererade blocken har använts för att skapa ett nytt rasterskikt med enbart jordbruksmark som ligger i buffertzonerna. Ett rasterskikt med lutningar inom buffert-

zonernas jordbruksmark har tagits fram utifrån höjddata och ovan beskrivna buffertzoner. Medellutningar inom jordbruksmark 50 meter från vatten har bestämts för varje delavrinningsområde. Materialet har delats i tre lutningsklasser: klass 1 (0,00 – 1,99 %), klass 2 (1,99 – 3,26 %) och klass 3 (3,26 – 23,1 %). I ICECREAM-simuleringar har följande värden använts för att representera varje lutningsklass: 1,43 % (klass 1), 2,57 % (klass 2) och 4,64 % (klass 3).

ICECREAMDB-beräkningarna har utförts för en upplösning motsvarande ett fält, d.v.s. de kvantifierade förlusterna antas ske vid fältkanten och genom rotzonsförluster till dräneringsledning. Hänsyn har tagits till att fältkanten inte ansluter direkt till dike, vattendrag eller annat ytvatten, utan att det ofta förekommer fysiska hinder mellan fält och vatten i form av dikesrenar etc. Därför har en reduktionsfaktor för förluster via ytavrinning introducerats som minskar koncentrationen likvärdigt för SRP (löst reaktivt fosfor) och PP (partikulärt fosfor). För att få fram reduktionsfaktorn har kalibreringar utförts mot mätningar från 13 observationsfält som ingår i miljöövervakningen för jordbruksmark (Johansson och Gustafson, 2006). Utifrån dessa data har en gemensam faktor applicerats för hela landet. Denna faktor har satts till 0,55, d.v.s. av den fosfor som når fältkanten antas 45 % hamna i vattendraget. För att ta hänsyn till skyddszoner som är anlagda för att minska förlusterna av P via ytavrinning har reduktionsfaktorn ökat i relation till andelen skyddszoner per utlakningsregion. För att räkna ut ökningen i reduktionsfaktor p.g.a. skyddszoner har skyddszonernas areal i varje utlakningsregion hämtats från Jordbruksverkets IAKS-databas för år 2005. Arealen jordbruksmark inom 50 m från vattendrag och ytvatten utmärkt i GSD-Väggkartan (1:100 000) har också beräknats. Därefter har andelen åkermark med skyddszon som ligger intill dessa vatten beräknats med antagandet av en medelbredd av 10 meter på skyddszonerna. Effekten av skyddszonen på reduktion av SRP och PP har satts till 25 %. Vid beräkningen har hänsyn också tagits till att vall och insådd träda ansetts ha samma effekt som skyddszon, d.v.s. den specifika effekten av skyddszon är negligerbar för dessa grödor. Arealen vall och insådd träda har för dessa beräkningar hämtats från respektive utlakningsregions grödofördelning. År 1995 fanns inget stöd för skyddszoner och arealen kan därför antas vara försumbar.

Typhalter för skogsmark, fjäll, myr och öppen mark

Typhalter för fosfor har tagits fram inom projektet SMED PLC5 och samma typhalter används för 1995 och 2005 års beräkningar. Inom Miljömålsuppföljningen har dock inte hyggesarealer tagits med och typhalten för hyggen har därför inte använts.

Typhalterna har baserats på mätdata från representativa områden inom de regionala och nationella mätprogrammen.

För norra Sverige har en algoritm använts för att beräkna typhalten för fosfor och en säsongsvariation i enlighet med Löfgren och Brandt (2005). Typhalterna har beräknats utifrån medelhöjden i området, och är lägre i fjälltrakterna än nära havet, enligt formeln:

$$Tot-P (mg/l) = 0,0372 - 0,0107 * \log_{10}(\text{medelhöjd}(m))$$

Månadssäsongvariationen för fosfor varierar med en faktor 0,87 och 1,37 med de högsta värdena under sommaren. Skog, myr och fjäll har hanterats likvärdigt. (I TRK användes fasta typhalter, med högre värden längst upp i tillrinningsområdena till Bottenviken och norra Bottenhavet. Myr hade högre typhalter än skog).

För södra Sverige har skogstyphalter använts framtagna av Ugglå och Westling (2003) för skog. Årstyphalten (Tot-P) för skog och myr har ansatts till 0,008 mg/l och utan säsongvariation. Tidigare sammanställningar (Löfgren och Olsson, 1990) rapporterade generellt något högre halter, vilket användes i TRK-beräkningen för år 2000. Öppen mark har ansatts till 0,05 mg/l i hela Sverige.

Typhalter för skog, fjäll, myr och öppen mark har ansatts som naturliga bakgrundstyphalter.

Deposition på sjö

Mätningar av deposition av P har utförts av IVL under 2006 vid 19 platser i Sverige. Dessa visar en mycket stor spridning i halter och mängder. Ett årsvärde på 4 kg/km² sjöarea och år har fastställts för hela Sverige, både för 1995 och 2005.

Depositionen av fosfor på sjöar har klassats som en naturlig bakgrundskälla i beräkningarna.

Typhalter för naturlig bakgrundsbelastning

JORDBRUK

Bakgrundsbelastningen från jordbruksmark gällande fosfor har beräknats som en ogödslad och oskördad insådd träda. Den har liksom för kväve beräknats i monokultur, d.v.s. den har inte ingått i växtföljden med beräkning av andra grödor. Eftersom en kraftig uppgödning av fosfor har skett under 1960-, 70- och 80-talen har vi antagit en nivå på P-HCl i marken för bakgrunden som motsvarar 50-talet (Andersson et al., 2000). Eftersom denna nivå är jämförbar med vår lägsta fosforklass i matrisen, så har fosforklass "låg" använts unisont vid beräkningen av bakgrund. För övrigt har bakgrunden beräknats för 22 utlakningsregioner, 10 texturklasser och 3 lutningsklasser. Vid beräkningen av typhalter för den gräsbevuxna träda som utgör bakgrunden har vissa parameterändringar genomförts jämfört med den normala insådda trädan. Detta för att ta hänsyn till att "bakgrundsträdan" ligger permanent och inte plöjs upp..

ÖVRIG MARK

Typhalter för skog, fjäll, myr och öppen mark har ansatts som naturliga bakgrundstyphalter.

Avrinning

Daglig avrinning har beräknats för alla PLC5-områden med hjälp av HBV-modellen och summerats till långtidsmedelvärden för månad och år. Denna aktivitet har utförts inom projektet SMED PLC5.

Modellen drivs av areella dygnsvärden på nederbörd och lufttemperatur (för 4*4 km rutor) baserade på optimal assimilation av observationer vid klimatstationer. Beräkningsperioden är 1985-2004, vilken har använts för PLC5 liksom för miljömålsuppföljningens beräkningar för 1995 och 2005. På detta sätt slår inte naturliga skillnader i vädret igenom vid jämförelserna.

Omräkning av avrinning från PLC5-områden till TRK-områden som underlag för kväve- och fosforberäkningarna för 1995 har utförts.

Belastning från markläckage och atmosfärsdeposition på sjöar

Den vattenburna bruttobelastningen av kväve och fosfor för olika typer av markläckage, deposition på sjöar samt punktutsläpp har beräknats genom att markarealen (km^2) har multiplicerats med en typhalt för denna markanvändning (mg/l) och med avrinningen (l/s km^2). Den totala bruttobelastningen har sedan erhållits genom summering av alla olika markanvändningars bidrag. Atmosfärsnedfallet på sjöar har beräknats per område baserat på nedfallet/area och sjöarean. Till de diffusa källorna hör även dagvatten från tätorter, som dock beskrivs tillsammans med punktkällor i nästa avsnitt. Bakgrundsbelastningen från tätorter har beräknats som tätortsarean multiplicerat med avrinning och typhalten för övrig öppen mark.

För kväve har hänsyn tagits till den retention (avskiljning) som sker under vattnets väg från området till havet. Den del som når havet benämns nettobelastning. Dessutom har den antropogena andelen av kväve och fosfor (mänskligt ursprung) av belastningen beräknats.

Belastningen för delavrinningsområdena har aggregerats till PLC5-områden, till huvudavrinningsområden, till havsbassänger och slutligen till hela Sverige. Beräkningarna har utförts i ett av SMED utvecklat beräkningssystem benämnt TBV – Tekniskt Beräkningssystem för Vatten. Nettobelastningen av fosfor har inte beräknats i Miljömålsuppföljningen. Detta sker i PLC5-beräkningarna som redovisas senare under hösten 2007.

Punktkällor

A- och B-anläggningar (Industrier och Reningsverk)

Kopplingar mellan anläggningar i TRK-projektet och i databasen EMIR har etablerats för de flesta tillståndspliktiga anläggningar med N- och/eller P-utsläpp under något av åren 1995 och 2005. Detta gäller både industrier och reningsverk.

Historiska studier av utsläppsregistreringar i EMIR under åren kring 1995 har använts för att åstadkomma reviderade utsläppsuppgifter för industrianläggningarna avseende detta år.

Utsläppsuppgifter för 2005 kommer i huvudsak från två källor. I regel har uppgifter från EMIR avseende 2005 använts, men för vissa anläggningar har kvalitetsgranskade data från KUR-projektet använts avseende 2004. För industrianläggningar

som ingår i de årliga belastningsberäkningarna för HELCOM och OSPAR har också jämförelser gjorts med KUR-uppgifterna.

För de uppåt 500 tillståndspliktiga reningsverken har det, med några undantag, dock ej funnits tid att studera historiska utsläppsdata i EMIR. Däremot har nedläggningar och nystarter gått igenom för denna bransch. Som utsläppsuppgifter för 1995 har data från TRK-projektet använts för dessa anläggningar .

2005 års utsläpp för de kustnära verken har hämtats från underlagen till belastningsrapporteringarna till HELCOM och OSPAR medan utsläppen från inlandsverken har kvalitetsgranskats (och rättats i några fall) inom ramen för PLC5-projektet.

Från TRK-listan har de verk uteslutits som bedömts ha lagts ned/kopplats om under åren före 1995.

C- och U-anläggningar

Inom miljömålsuppföljningen har enbart de mindre reningsverken (200-2 000 person ekvivalenter, pe) beaktats bland anläggningar med tillståndskategori C och U, då tidigare SMED-projekt (Ekstrand m.fl., 2003) visar att dessa anläggningar helt dominerar utsläppen av kväve och fosfor från de icke tillståndspliktiga anläggningarna.

TEKNIKUPPGIFTER FÖR RENINGSVERK AV C-TYP

På den s.k. teknikfilen, som beskrivs närmare i rapporten *Förteckning över TRK-projektets punktkällor* (reningsverk och industrier) kopplat till utsläppskoordinater (Brånvall, 2006), finns underlag för schablonskattning av belastning i form av anslutna personekvivalenter (pe) samt en klassning av verket i (huvudsakligen) fem typer av reningsteknik.

Från denna fil har C-anläggningar extraherats genom att de reningsverk som i statistksammanhang klassats som tillståndspliktiga tagits bort. Även sådana verk som tagits ur drift senast 2004 har tagits bort. Då erhöles en lista på 829 verk. 38 av dessa saknade uppgift om reningmetod och har antagits ha endast biologisk rening. Två saknade uppgift om anslutning och har antagits ha anslutning enligt dimensioneringsuppgiften.

EMISSIONSFAKTORER FÖR MINDRE RENINGSVERK

Emissionsfaktorer har konstruerats på så sätt att en personekvivalent (pe) anses motsvara nedanstående ingående belastning per dygn (tabell 4) (NV Rapport 4425).

Tabell 4. En personekvivalents emission per dygn.

Parameter	Mängd per dygn, g
BOD7	70
N-tot	13,5
P-tot	2,1
COD	150

Baserat på forskning och erfarenhet inom IVL har reningsschabloner och därmed utgående belastning tagits fram för aktuella reningstekniker, se tabell 5. Ett stort inläckage av dagvatten ger något lägre avskiljning, men det är inte möjligt att väga in detta i faktorerna.

Tabell 5. Emissionsfaktorer för utsläpp från mindre reningsverk.

Emissionsfaktorer för utsläpp från mindre reningsverk									
		P-tot	P-tot	N-tot	N-tot	BOD7	BOD7	COD	COD
Kod	Typ av rening	% minskning	g ut/PE,d	% minskning	g ut/PE,d	% minskning	g ut/PE,d	% minskning	g ut/PE,d
2	Biorening	25	1,58	17	11,2	95	3,5	80	30
3	Kemisk rening	93	0,15	10	12,2	60	28	55	68
4	Bio- + kemisk rening	93	0,15	17	11,2	96	2,8	90	15
5	Bio + kemi + filtrering	95	0,11	20	10,8	98	1,4	94	9
6	Bio + kemi + kväve-rening	93	0,15	70	4,1	98	1,4	93	11

Enskilda avlopp

Två datakällor har använts för beräkningarna av utsläpp från enskilda avlopp:

1. Kommunenkät rörande enskilda avlopp, se (Olshammar m.fl., 2007)
2. Uppgifter från Fastighetstaxerings- fastighets- och befolkningsregister hos SCB.

De två datakällorna har delvis olika definitioner av vad som anses vara ett enskilt avlopp. Uppgifterna från SCB:s registerbearbetningar avser förhållandena för fastigheten. På en fastighet som kan bestå av många skiften och byggnader kan det finnas flera enskilda avlopp. Flera fastigheter kan också ha ett gemensamt enskilt avlopp. I registren anses varje fastighet ha ett enskilt avlopp. Personer är folkbokförda på fastighet, därmed kan man beräkna belastningen från varje enskild fastighet.

I uppgifterna från kommunen är det vanligen antalet anläggningar som räknas, och det finns inga uppgifter om hur många personer som belastar den enskilda anläggningen, däremot uppgifter om reningsteknik.

Liksom i tidigare SMED-projekt har SCB:s registerbearbetningar använts som ett närmevärde på det totala antalet enskilda avlopp per kommun och delavrinningsområde. Denna statistik är uppdelad på fastigheter med permanentboende och fritidsfastigheter. Enkätsvaren har använts för att regionalt beskriva vilken reningsteknik som används för de enskilda avloppen. Samma fördelning har antagits för alla delavrinningsområden i en kommun.

KOMMUNENKÄT

I SMED-rapport Olshammar m.fl., 2007 redovisas förekomsten av enskilda avlopp och fördelning av anläggningstyper i Sverige. I rapporten täcks 259 av landets 290 kommuner.

TAXERINGS- OCH FASTIGHETS- OCH BEFOLKNINGSREGISTER

Vid fastighetstaxeringen för småhus och lantbruk anges för värderingsenhet mark om det finns kommunalt WC-avlopp, enskilt WC-avlopp eller om WC-avlopp saknas. Värderingsenheter är kopplade till taxeringsenheter som i sin tur har en koppling till fastighet. Flera värderingsenheter kan kopplas till en taxeringsenhet. En fastighet kan bestå av flera taxeringsenheter och en taxeringsenhet kan bestå av flera fastigheter. I SCB:s vattendatabas har samkörningar och aggregeringar gjorts för att skapa ett register över fastigheter med uppgifter om VA-förhållanden. Om en fastighet via kopplingar till värderingsenheter och taxeringsenheter får markering både om kommunalt avlopp och enskilt avlopp har fastigheten ansetts ha kommunalt avlopp.

Från taxeringen erhålls också uppgift om typ av fastighet, t.ex. småhus, lantbruk, fritidshus m.m. Genom samkörningar med SCB:s befolkningsregister fås uppgifter om hur många personer som är skrivna på fastigheten. För varje fastighet finns också en koordinat som anger medianpunkt av byggnaderna på fastigheten.

Belastningsberäkningarna har baserats på antal persondagar. För fastigheter med permanent boende är persondagar = antal personer*365. För fritidsfastigheter har utnyttjandegraden beräknats till 180 persondagar per år. Detta har baserats dels på uppgifter från SCB:s undersökning om levnadsförhållanden, speciellt 'Fritid 1976-2002' (SCB, 2006) samt koefficienter som använts i SCB:s undersökning om 'Vattenanvändning i Sverige'.

Fastigheter har kopplats till avrinningsområden med GIS-teknik. Från SMHI har två områdesindelningar erhållits: delavrinningsområden och havsområden. Fastighetens tilldelning av område har gjorts i två steg: först har ett id för delavrinningsområden kopplats. Om delavrinningsområde saknades, d.v.s. om fastigheten ligger på en ö eller eventuellt i vatten p.g.a. olika generalisering i kartunderlaget har ett id för havsområde kopplats till fastigheten.

Uppgifter om enskilda fastigheter är sekretessbelagda hos SCB (statistiksekretess). Till den i projektet utvecklade databasen för enskilda avlopp har därför framställts en indatafil med kolumnerna: kommunkod, antal persondagar per år och delavrinningsområde. Denna fil har sekretessgranskats och justerats så att enskilda fastigheter ej kan identifieras i någon kombination av kommun och delavrinningsområde. Sekretessgranskning har gjorts genom att i områden med endast en fastighet stryka alla värden. Värden för områden med två fastigheter har räknats om till värden för tre fastigheter.

Belastningsberäkningar

Belastningsberäkningarna har skett på följande sätt. Andelen godkända avlopp per kommun har beräknats genom att det totala antalet godkända avlopp i kommunen, dvs för både permanent- och fritidsfastigheter, dividerats med det totala antalet enskilda avlopp inom kommunen. Ett procenttal för antalet godkända avlopp per kommun har därmed erhållits. Den genomsnittliga fördelningen godkända avlopp

har beräknats som medelvärdet över landet. Detta värde har tillskrivits kommuner där uppgift om andelen godkända avlopp saknades.

Samma typ av beräkning och tillskrivning har skett för de olika reningstyperna; infiltrationsanläggning, markbädd, sluten tank och slamavskiljare.

Dessutom har det antagits att uppgifter om att avlopp har ”annan rening” avser lösningar som har bättre eller likvärdig rening som infiltrationsanläggningar.

Eftersom det totala antalet avlopp inte summerar till 100 % har de återstående benämnts med ”uppgift saknas”. I belastningsberäkningarna har dessa anläggningar behandlats som slamavskiljare.

Bruttobelastning och använda reningsschabloner finns i Tabell 6 och Tabell 7 nedan.

Tabell 6. Bruttobelastning per person och dygn (NV rapport 4425).

Bruttobelastning						
Parameter	Enhet	BDT	Urin	Fekalier	WC	Totalt
Totalfosfor	Gram per person och dygn	0,6	1	0,5	1,5	2,1
Totalkväve	Gram per person och dygn	1	11	1,5	12,5	13,5

Tabell 7. Antagna reningsschabloner för enskilda avlopp (Liss, 2003)

Reningstyp	Reningsgrad Totalfosfor [%]	Reningsgrad Totalkväve[%]
Enbart slamavskiljare	10	13
Infiltrationsbädd	88	76
Markbädd	65	44
Slamavskiljare+infiltrationsbädd	89	79
Slamavskiljare+markbädd	69	51

Följande förutsättningar har legat till grund för beräkningarna:

- En permanentbostad utnyttjas 65 % av dygnet (Naturvårdsverket, 1995).
- Ett fritidshus nyttjas 180 dagar per år, hela dygnet (SCB, 2005).

Beräkningsgången har varit:

1. Beräkning av antalet persondagar för fritids- respektive permanentboende.
2. Beräknad fördelning av tekniktyper per kommun.
3. Fördelning av antalet persondagar på de olika reningstyperna.
4. Beräkning av utgående belastning av kväve och fosfor för respektive reningstyp samt totalt för varje kommun.
5. Beräkning av utgående belastning per delavrinningsområde eller havsområde.
6. Aggregering av kväve- och fosforbelastningen till rapporteringsområde (PLC5-område) och havsbassäng samt för hela Sverige.

För miljömålsuppföljningen har teknikuppgifterna inte kunnat differentieras mellan 1995 och 2005. Detsamma gäller nyttjandegraden. Det som skiljer sig i beräkning-

arna mellan åren är däremot uppgifterna från fastighetstaxerings-, fastighets- och befolkningsregister.

Dagvatten från hårdgjorda ytor i tätorter

Belastningsberäkningen för dagvatten har utgått från den metodik som presenteras i Ekstrand m.fl., (2003). Beräkningen består av två delar: uppskattning av vattenflödet till recipienten (utifrån markanvändning, nederbörd, avrinning och andel som går till recipient) och beräkning av föroreningsmängden (utifrån schablonhalter).

Under 2003 har information inhämtats om tätorters anslutningsgrad till reningsverk för sex av de tio största städerna i Sverige samt för ytterligare tolv mindre städer (Ekstrand et al., 2003). De övriga fyra av de största städerna, det vill säga Stockholm, Göteborg, Uppsala och Örebro, har kontaktats inom projektet för miljömålsuppföljningen. Kommunerna fick svara på hur stor andel av dagvattnet som går till reningsverk, samt om det skett någon förändring i anslutningsgrad mellan 1995 och 2005. Andelen som går till recipient har beräknats genom ett antagande om att dagvattnet som inte går till reningsverk går till recipient. I de städer där andelen som går till recipient (ej reningsverk) var känt har dessa värden använts, i övriga städer har ett genomsnitt använts av de städer som var kända.

Belastningsberäkningarna har grundat sig på ett antagande att andelen dagvatten som går till recipient har samma fördelning för alla markanvändningsklasser inom en tätort. Flödesberäkningarna har endast avsett avrinning från ytor och inkluderar inte eventuellt basflöde som dräneringsvatten och inläckage.

De i Ekstrand m.fl. (2003) föreslagna schablonerna för kväve, fosfor och avrinning har använts inom detta projekt. Då schablonerna grundar sig på Stockholmsförhållanden har en justering av kvävet schabloner gjorts genom en multiplicering av viktad deposition där Stockholm har använts som basvärde. Eftersom det atmosfäriska nedfallet står för 85 % av dagvattnets kväveinnehåll (Ekstrand m.fl., 2003) har 85 % av flödet multiplicerats med den justerade kväveschablonen och 15 % av flödet med den ursprungliga schablonen. För att kunna differentiera mellan 1995 och 2005 krävdes modifiering av den metod som föreslogs i Ekstrand m.fl. (2003). Utvecklingen har inneburit att en ny justering utifrån depositionsdata för 1995 och 2005 har beräknats samt att en koppling mellan PLC4/PLC5-områden och tätorter gjorts.

Röda kartans tätorter har använts som tätortsavgränsning för alla tätorter med en befolkning på mer än 200 invånare, tillsammans med SCB:s statistik med populationsbaserad markanvändningsfördelning.

Kväveretention

De kväveretentioner som har använts inom Miljömålsuppföljningen för att beräkna nettobelastningen till havet för både år 1995 och 2005 är baserade på de som togs fram inom TRK-projektet för 2000 års belastning; uttryckta som andel av kvävetill-

förseln som försvinner från källan till havet. Hur retentionen tagits fram beskrivs i TRK-rapporten (Brandt och Ejhed, 2002). Av tidsskäl har inga nya retentioner kunnat tas fram specifikt för 1995 och 2005 i detta projekt. Detta innebär en felkälla eftersom retentionsandelarna är beroende av belastningen, men detta var en nödlösning för Miljömålsuppföljningen. Inom projektet SMED PLC5 pågår dock för närvarande retentionsberäkningar både för kväve och för fosfor. SMHI kan redan nu se att de framtagna retentionsandelarna skiljer mellan TRK och PLC5. Detta gäller både för de 50-tal små sjölösa jordbruksområden, som används för kalibrering av retentionen i marken, och även i huvudavrinningsområden, som är färdigkalibrerade, vilket beror på att belastningen förändrats något.

Nettobelastningen har beräknats som bruttobelastning $\cdot (1 - \text{retention})$ för respektive källa. Retentionen för jordbruksläckage och enskilda avlopp beräknas från rotzonen och inkluderar även avskiljningen i marken från rotzonen till vattendraget förutom avskiljningen i sjöar och vattendrag till havet, medan retentionen för övriga källor enbart berörs av avskiljningen i sjöar och vattendrag.

Kvävets bakgrundsretention har likaså beräknats baserat på TRK-data. Bakgrundsretentionen beräknas genom att nollställa alla punktutsläpp, ansätta bakgrundstyphalter för all markanvändning och nollställa kvävedepositionen på sjöar.

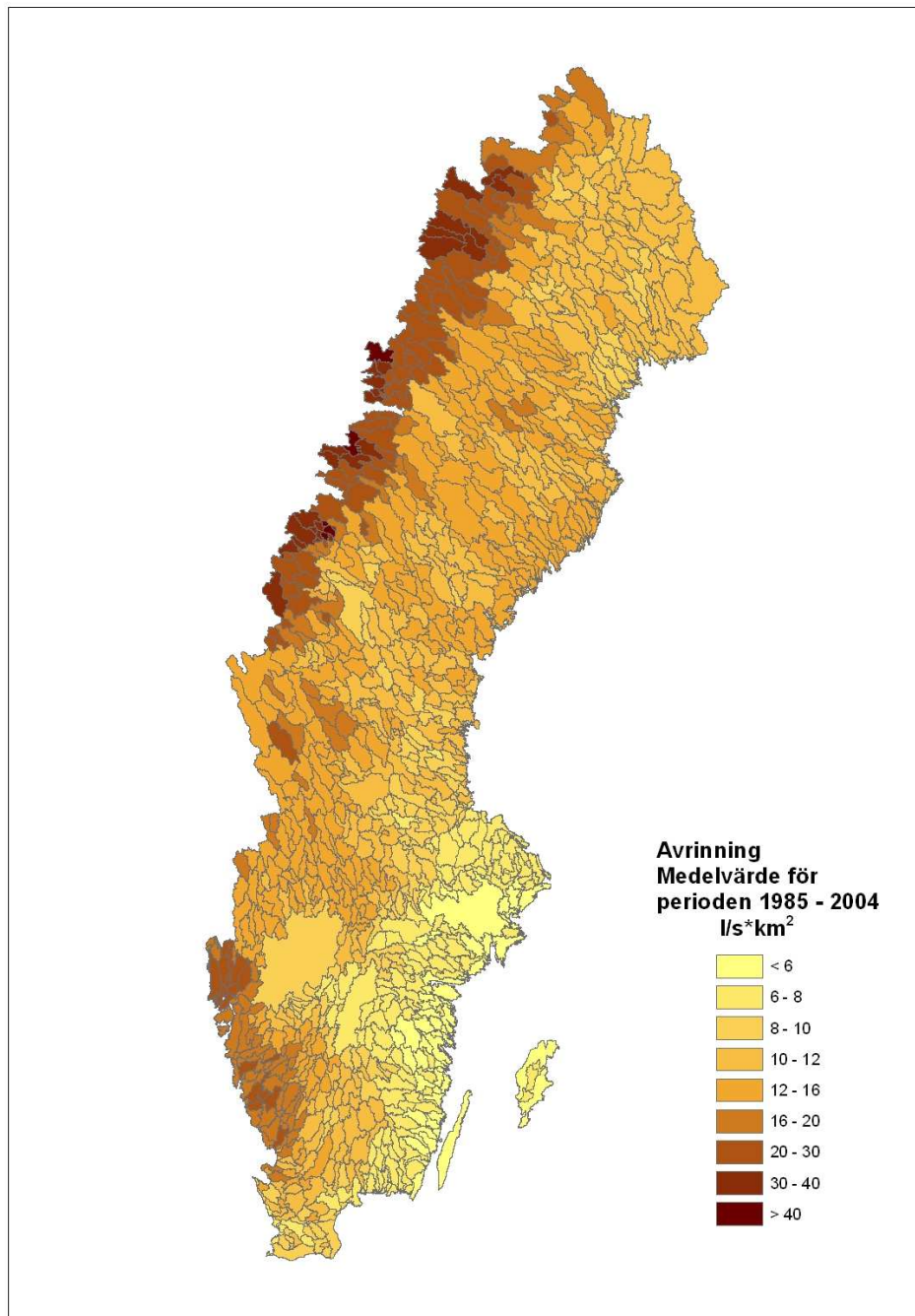
Omräkningar från TRK-områden till PLC5-områden har utförts för att kunna använda retentionen både för 1995 och 2005.

Resultat

Den vattenburna bruttobelastningen av fosfor för olika typer av markläckage, deposition på sjöar samt punktutsläpp redovisas nedan. För kväve har hänsyn tagits till den retention (avskiljning) och redovisas nedan som nettobelastning. Dessutom redovisas den antropogena andelen av kväve- och fosforbelastningen (mänskligt ursprung).

Avrinning

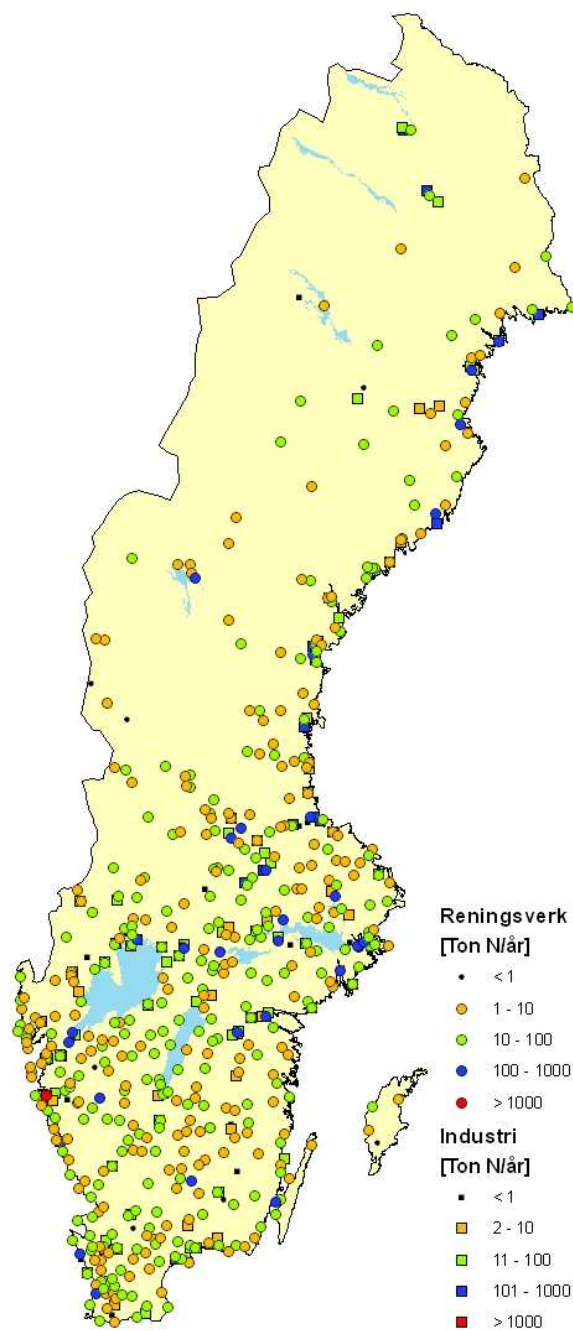
I figur 5 redovisas en avrinningskarta, baserad på årsmedelvärden för perioden 1985-2004, som har använts för beräkningar av både 1995 och 2005 års belastning för att minimera vädrets påverkan på jämförelsen. Avrinningen har en mycket stor betydelse för den geografiska fördelningen av de diffusa källorna (markläckage och deposition på sjöar). Avrinningsmönstret är mycket likt det för TRK-beräkningarna (period 1985-1999). En omräkning från PLC5-områden till TRK-områden har utförts som underlag för 1995 års belastningsberäkning så att samma avrinning har använts för 2005 och 1995.



Figur5. Årsmedelavrinning i l/s km² för perioden 1985-2004.

Brutto- och nettobelastning av kväve för år 2005

I tabellerna 8 till 19 nedan redovisas utsläpp och belastning av kväve från punkt-källor och diffusa källor. Tabeller som redovisar diffusa källor, bruttobelastning och nettobelastning till havet (efter retention), presenteras separat.



Figur 6. Utsläpp av kväve från punktkällor 2005

Tabell 8. Bruttoutsläpp från punktkällor till vatten av kväve gällande år 2005 [ton/år]. "Karv" står för kommunala avloppsreningsverk och bokstavskombinationerna "AB" och "CU" anger tillståndsklass. A och B avser tillståndspliktiga anläggningar.

Havsbasäng	Direktutsläpp			Delsumma
	IndustriAB	KarvAB	KarvCU	
Bottenviken	300	700	< 50	1 000
Bottenhavet	1 700	1 700	100	3 500
Egentliga Östersjön	400	3 100	200	3 700
Öresund	< 50	700	< 50	700
Kattegatt	200	1600	< 50	1700
Skagerrak	100	300	100	400
Sverige	2 600	8 000	300	11 000

Havsbasäng	Inlandsutsläpp			Delsumma	Totalsumma Inland + direkt
	IndustriAB	KarvAB	KarvCU		
Bottenviken	500	400	100	1 000	2 100
Bottenhavet	600	1 600	500	2 700	6 100
Egentliga Östersjön	700	4 100	400	5 200	8 800
Öresund	<50	300	<50	400	1 100
Kattegatt	900	2 900	400	4 200	5 900
Skagerrak	<50	<50	<50	<50	400
Sverige	2 700	9 200	1 500	13 400	24 400

Havsbasäng	Enskilda avlopp
Bottenviken	100
Bottenhavet	400
Egentliga Östersjön	900
Öresund	< 50
Kattegatt	600
Skagerrak	100
Sverige	2100

Resultaten rörande bruttobelastning av kväve från punktkällor år 2005 visar att utsläppen direkt till havet uppgår till nära hälften av den samlade bruttobelastningen från kommunala reningsverk och industrier. I tillrinningsområdet till Skagerraks havsbassäng står de direkta utsläppen för hela bruttobelastningen från kommunala reningsverk och industrier. Bruttobelastningen av enskilda avlopp utgör ca 8 % av de totala bruttoutsläppen av punktkällorna i tabell 8.

Tabell 9. Nettobelastning (efter retention) samt direkta utsläpp till havet av kväve gällande år 2005 [ton/år]. Period för klimatnormalisering 1985-2004

Område	Nettobelastning N 2005	Belastning av N reningsverk och industrier direkt till havet 2005	Summa N 2005 Nettobelastning + direkt
Bottenviken	20 300	1 000	21 300
Bottenhavet	29 100	3 500	32 600
Egentliga Östersjön	21 400	3 700	25 100
Öresund	4 400	700	5 100
Kattegatt	29 100	1700	30 800
Skagerrak	2 700	400	3 100
Sverige	107 000	11 000	118 000

Tabell 10. Nettobelastning av kväve från diffusa källor gällande år 2005 [ton/år]. Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Jordbruksmark	Skogsmark	Öppen mark, fjäll, myr	Deposition på sjö	Dagvatten från tätort	Summa
Bottenviken	600	11 300	5 600	1 600	<50	19 200
Bottenhavet	2 500	16 500	4 600	2 900	200	26 600
Egentliga Östersjön	11 400	3 300	1 000	2 200	400	18 300
Öresund	3 700	<50	200	<50	100	4 000
Kattegatt	13 500	5 300	1 900	4 200	500	25 400
Skagerrak	1 300	800	400	100	100	2 700
Sverige	33 000	37 200	13 700	11 000	1 200	96 100

Nettobelastning från de diffusa källorna utgör den största delen av totala nettobelastningen på havet (ca 81 %). Den enskilda största källan är belastning från skogsmark. Skogsmarken står för ca 32 % av den totala nettobelastningen på havet för hela landet, inklusive utsläpp direkt till havet, och ca 39 % av nettobelastningen från de diffusa källorna.

Antropogent bidrag

I tabell 11 redovisas resultaten av beräkningar av nettobelastning av kväve från antropogena källor såsom kommunala reningsverk, industri, enskilda avlopp, deposition på sjöar, dagvatten samt jordbruksmark. Antropogent bidrag av jordbruksmark är beräknat genom att jordbrukets nettobelastning minskats med jordbrukets nettobelastning för den naturliga utlakningsnivån, den s.k. bakgrundsbelastningen.

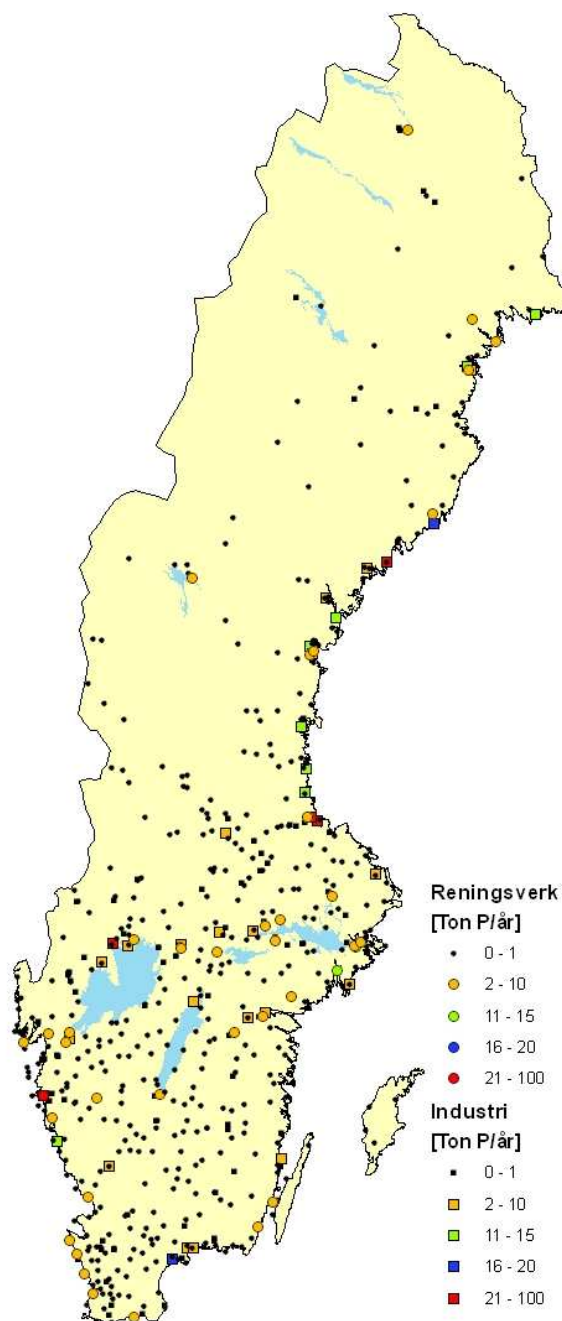
Tabell 11. Nettobelastning av kväve från antropogena källor gällande år 2005 [ton/år]
Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Karv netto N 2005	Industri netto N 2005	Enskilda avlopp netto N 2005	Deposition på sjö netto N 2005	Dagvat-ten från tätort netto N 2005	Jordbruk antropo-gent netto N 2005	Summa netto N 2005
Bottenviken	1 200	800	100	1 600	<50	400	4 000
Bottenhavet	3 500	2 200	200	2 900	100	1 500	10 400
Egentliga Östersjön	5 700	800	400	2 200	200	7 900	17 100
Öresund	1 000	100	<50	<50	<50	3 000	4 200
Kattegatt	4 200	900	400	4 200	200	9 200	19 100
Skagerrak	400	0	100	100	<50	700	1 300
Sverige	16 000	4 800	1 200	11 000	600	22 700	56 100

Störst antropogen nettobelastning av kväve till havet kommer från tillrinningsområdet till Kattegatt och Egentliga Östersjön. Jordbruksmarken utgör största källan med ca 40 % av total antropogen nettobelastning av kväve. I Kattegatt utgör Jordbruksmarken ca 50 % av total antropogen nettobelastning av kväve. Kommunala reningsverk är näst största källa med ca 29 % av totala nettobelastning av kväve för hela Sverige. Deposition på sjöyta utgör ca 20 % av totala nettobelastningen av kväve.

Bruttobelastning av fosfor för år 2005

Utsläpp och belastning av fosfor aggregerat per havsbassäng och hela Sverige redovisas nedan i tabell 12-15 för punktkällor och diffusa källor..



Figur 7. Utsläpp av fosfor från punktkällor 2005.

Tabell 12. Bruttoutsläpp från punktkällor till vatten av fosfor gällande år 2005 [ton/år].
 "Karv" står för kommunala avloppsreningsverk och "AB" och "CU" anger tillståndsklass.

Havsbasäng	Direktutsläpp			Delsumma
	IndustriAB	KarvAB	KarvCU	
Bottenviken	30	10	< 5	40
Bottenhavet	190	20	< 5	210
Egentliga Östersjön	40	60	10	110
Öresund	< 5	20	< 5	30
Kattegatt	10	60	< 5	80
Skagerrak	10	<5	< 5	10
Sverige	280	190	10	480

	Inlandsutsläpp				
Havsbasäng	IndustriAB	KarvAB	KarvCU	Delsumma	Totalsumma
Bottenviken	< 5	10	< 5	10	50
Bottenhavet	10	20	10	40	250
Egentliga Östersjön	20	50	10	80	200
Öresund	< 5	< 5	< 5	< 5	30
Kattegatt	60	50	10	120	200
Skagerrak	< 5	< 5	< 5	< 5	10
Sverige	90	120	40	260	730

Havsbasäng	Enskilda avlopp
Bottenviken	10
Bottenhavet	50
Egentliga Östersjön	120
Öresund	10
Kattegatt	80
Skagerrak	20
Sverige	270

Resultaten av beräkningarna av bruttobelastning från punktkällor av fosfor år 2005 visar att utsläppen direkt till havet uppgår till 65 % av bruttobelastningen av de samlade utsläppen från kommunala reningsverk och industrier. Bruttobelastningen av enskilda avlopp utgör 27 % av totala bruttoutsläppen av punktkällorna i tabell 12.

Tabell 13. Bruttobelastning samt direkta utsläpp till havet av fosfor gällande år 2005 (ton/år). Period för klimatnormalisering 1985-2004.

Område	Bruttobelastning P 2005	Belastning av P reningsverk och industrier direkt till havet 2005	Summa P 2005
Bottenviken	710	40	750
Bottenhavet	1 180	210	1 390
Egentliga Östersjön	1 190	110	1 290
Öresund	85	30	110
Kattegatt	1 130	80	1 200
Skagerrak	200	10	210
Sverige	4 480	480	4 950

Tabell 14. Bruttobelastning av fosfor från diffusa källor gällande år 2005 [ton/år]. Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Jordbruksmark	Skogsmark	Öppen mark, fjäll, myr	Deposition på Sjö	Dagvatten från tätort	Summa
Bottenviken	50	370	230	30	10	690
Bottenhavet	200	580	230	50	40	1 100
Egentliga Östersjön	670	100	90	30	90	990
Öresund	50	0	10	0	10	70
Kattegatt	510	170	130	40	80	930
Skagerrak	120	20	40	0	10	190
Sverige	1 590	1 240	730	160	240	3 960

Bruttobelastning från de diffusa källorna utgör den största delen av totala bruttobelastningen till vatten (80 %). Den enskilda största källan är belastning från jordbruksmark som står för ca 32 % av den totala nettobelastningen på havet för hela landet. Skogsmarken står för 25 % av bruttobelastningen av fosfor.

Antropogent bidrag

Nedan följer resultaten av beräkningar av bruttobelastning av fosfor från antropogena källor kommunala reningsverk, industri, enskilda avlopp, dagvatten samt jordbruksmark minskat med bakgrundsbelastning.

Tabell 15. Bruttobelastning av fosfor från antropogena källor gällande år 2005 [ton/år]. Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Karv Brutto P 2005	Industri Brutto P 2005	Enskilda avlopp Brutto P 2005	Dagvatten från tätort Brutto P 2005	Jordbruk antropogent Brutto P 2005	Summa Antropogent Brutto P 2005
Bottenviken	20	30	10	10	30	100
Bottenhavet	60	190	50	30	120	450
Egentliga Östersjön	130	60	100	80	380	750
Öresund	30	<5	10	10	30	80
Kattegatt	120	80	80	50	310	630
Skagerrak	10	0	10	<5	80	110
Sverige	360	370	260	180	940	2 110

Den största antropogena bruttobelastningen av fosfor till vatten sker i tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön. Jordbruksmarken utgör största källan med ca 45 % av total antropogen bruttobelastning av fosfor. I Kattegatt utgör jordbruksmarken ca 50 % av total antropogen bruttobelastning av fosfor. Kommunala reningsverk och utsläpp från industrier står för ungefär lika stor andel för hela Sverige och enskilda avlopp står för ca 12 % av antropogen bruttobelastning av fosfor.

Brutto- och nettobelastning av kväve för år 1995

Brutto- och nettobelastning av kväve för år 1995 har beräknats på liknande sätt som för 2005. Samma flödesnormalisering har använts både för 1995 och 2005 för att minimera effekten av våta/torra år. I tabell 16-19 redovisas utsläpp och belastning av kväve för punktkällor och diffusa källor. Tabeller som redovisar bruttobelastning och nettobelastning till havet (efter retention) presenteras separat.

Tabell 16. Bruttoutsläpp från punktkällor till vatten av kväve gällande år 1995 [ton/år]. "Karv" står för kommunala avloppsreningsverk och bokstavskombinationerna "AB" och "CU" anger tillståndsklass.

	Direktutsläpp			
Havsbasäng	IndustriAB	KarvAB	KarvCU	Delsumma
Bottenviken	300	800	< 50	1 100
Bottenhavet	1 800	1 400	100	3 200
Egentliga Östersjön	700	6 600	400	7 700
Öresund	200	1 300	< 50	1 600
Kattegatt	100	3 000	< 50	3 200
Skagerrak	200	400	100	700
Sverige	3 300	13 600	500	17 400

	Inlandsutsläpp				
Havsbasäng	IndustriAB	KarvAB	KarvCU	Delsumma	Totalsumma
Bottenviken	200	500	100	800	1 900
Bottenhavet	500	1 900	500	2 800	6 100
Egentliga Östersjön	1 400	5 400	400	7 200	14 900
Öresund	< 50	500	< 50	600	2 200
Kattegatt	1 400	3 800	400	5 600	8 800
Skagerrak	< 50	< 50	< 50	< 50	700
Sverige	3 500	12 100	1 500	17 100	34 500

Havsbasäng	Enskilda avlopp
Bottenviken	100
Bottenhavet	400
Egentliga Östersjön	800
Öresund	100
Kattegatt	600
Skagerrak	100
Sverige	2000

Resultaten av beräkningarna av bruttobelastning från punktkällor av kväve år 1995 visar att utsläppen direkt till havet uppgår till hälften av bruttobelastningen av de samlade utsläppen från kommunala reningsverk och industrier. I tillrinningsområdet till Skagerraks havsbassäng står de direkta utsläppen för hela bruttobelastning-

en från kommunala reningsverk och industrier. Bruttobelastningen av enskilda avlopp utgör ca 5 % av totala bruttoutsläppen av punktkällorna i tabell 16.

Tabell 17. Nettobelastning (efter retention) samt direkta utsläpp till havet av kväve gällande år 1995 [ton/år]. Period för klimatnormalisering 1985-2004.

Område	Nettobelastning 1995	Belastning av reningsverk och industrier direkt till havet 1995	Summa N 1995 Nettobelastning + direkt
Bottenviken	19 900	1 100	21 000
Bottenhavet	29 600	3 200	32 800
Egentliga Östersjön	22 600	7 700	30 300
Öresund	5 700	1 600	7 300
Kattegatt	33 200	3 200	36 400
Skagerrak	2 700	700	3 400
Sverige	113 800	17 400	131 200

Tabell 18. Nettobelastning av kväve från diffusa källor gällande år 1995 (ton/år). Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Jordbruksmark	Skogsmark	Öppen mark, fjäll, myr	Deposition på sjö	Dagvatten från tätort	Summa
Bottenviken	700	11 400	5 600	1 300	<50	19 000
Bottenhavet	2 700	16 700	4 700	2 600	100	26 800
Egentliga Östersjön	11 500	3 300	1 100	2 000	300	18 200
Öresund	4 700	0	200	0	100	5 100
Kattegatt	15 300	5 300	1 800	5 500	500	28 300
Skagerrak	1 300	800	500	100	<50	2 700
Sverige	36 300	37 400	13 900	11 500	1 000	100 100

Nettobelastning från de diffusa källorna utgör den största delen av den totala nettobelastningen på havet av kväve år 1995 (ca 76 %, tabell 18 och 19). Den enskilda största källan är belastning från skogsmark. Skogsmarken står för ca 29 % av den totala nettobelastningen på havet för hela landet inklusive utsläpp direkt till havet och ca 37 % av nettobelastningen från de diffusa källorna.

Antropogent bidrag

Nedan följer resultaten av beräkningar av nettobelastning av kväve från antropogena källor såsom kommunala reningsverk, industri, enskilda avlopp, deposition på sjöar, dagvatten samt jordbruksmark. Antropogent bidrag av jordbruksmark är beräknat genom att jordbrukets nettobelastning minskats med jordbrukets nettobelastning för den naturliga utlakningsnivån, den s.k. bakgrundsbelastningen.

Tabell 19. Nettobelastning av kväve från antropogena källor gällande år 1995 [ton/år]
Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Karv netto N 1995	Industri netto N 1995	Enskilda avlopp netto N 1995	Deposition på sjö netto N 1995	Dagvatten från tätort netto N 1995	Jordbruk antropogent netto N 1995	Summa netto N 1995
Bottenviken	1 400	500	100	1 300	0	400	3 700
Bottenhavet	3 600	2 200	200	2 600	0	1 600	10 200
Egentliga Östersjön	10 000	1 700	500	2 000	200	8 400	22 600
Öresund	1 900	200	0	0	0	4 000	6 200
Kattegatt	6 500	1 300	400	5 500	200	11 000	24 800
Skagerrak	400	100	100	100	0	800	1 600
Sverige	23 800	6 000	1 200	11 500	500	26 200	69 200

Den största antropogena nettobelastningen av kväve till havet år 1995 kommer från tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön och Kattegatt (tabell 19). Belastning från jordbruksmark utgör största källan med ca 38 % av total antropogen nettobelastning av kväve. I Kattegatt utgör belastning från jordbruksmarken ca 44 % av total antropogen nettobelastning av kväve. Kommunala reningsverk är näst största källa för hela Sverige med ca 34 % av totala nettobelastningen av kväve.

Bruttobelastning av fosfor för år 1995

Beräkningar har genomförts på samma sätt som för fosfor år 2005, det vill säga enbart bruttobelastning har beräknats inom detta projekt. I tabell 20-23 nedan redovisas bruttobelastningen av fosfor från punktkällor och diffusa källor.

Tabell 20. Bruttoutsläpp från punktkällor till vatten av fosfor gällande år 1995 (ton/år). "Karv" står för kommunala avloppsreningsverk och bokstavskombinationerna "AB" och "CU" anger tillståndsklass.

Havsbasäng	Direktutsläpp			Delsumma
	IndustriAB	KarvAB	KarvCU	
Bottenviken	30	20	< 5	50
Bottenhavet	210	30	< 5	240
Egentliga Östersjön	60	90	10	160
Öresund	10	30	< 5	40
Kattegatt	10	120	< 5	130
Skagerrak	10	10	< 5	20
Sverige	330	290	10	640

Havsbasäng	Inlandsutsläpp			Delsumma	Totalsumma
	IndustriAB	KarvAB	KarvCU		
Bottenviken	< 5	10	< 5	10	60
Bottenhavet	< 5	30	20	50	290
Egentliga Östersjön	50	60	10	120	280
Öresund	< 5	10	< 5	10	50
Kattegatt	60	60	10	140	270
Skagerrak	< 5	< 5	< 5	< 5	20
Sverige	120	170	40	330	970

Havsbasäng	Enskilda avlopp
Bottenviken	10
Bottenhavet	50
Egentliga Östersjön	110
Öresund	10
Kattegatt	80
Skagerrak	20
Sverige	270

Resultaten av beräkningarna av bruttobelastning från punktkällor av fosfor år 1995 visar att utsläppen direkt till havet uppgår till 66 % av bruttobelastningen av totala utsläpp från kommunala reningsverk och industrier. I tillrinningsområdet till Skagerraks havsbassäng står de direkta utsläppen för hela bruttobelastningen från kommunala reningsverk och industrier. Bruttobelastningen av enskilda avlopp utgör 22 % av totala bruttoutsäppen av punktkällorna i tabell 20.

Tabell 21. Bruttobelastning samt direkta utsläpp till havet av fosfor gällande år 1995 (ton/år). Period för klimatnormalisering 1985-2004.

Område	Bruttobelastning P 1995	Belastning av P reningsverk och industrier direkt till havet 1995	Summa P 1995
Bottenviken	730	50	780
Bottenhavet	1 230	240	1 470
Egentliga Östersjön	1 240	160	1 400
Öresund	90	40	130
Kattegatt	1 170	130	1 300
Skagerrak	190	20	210
Sverige	4 650	640	5 290

Tabell 22. Bruttobelastning av fosfor från diffusa källor gällande år 1995 (ton/år). Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Jordbruksmark	Skogsmark	Öppen mark, fjäll, myr	Deposition på Sjö	Dagvattnen från tätort	Summa
Bottenviken	50	370	230	30	10	700
Bottenhavet	230	590	230	50	40	1 130
Egentliga Östersjön	690	100	100	30	90	1 010
Öresund	50	<5	10	<5	10	70
Kattegatt	550	170	120	40	70	960
Skagerrak	110	20	50	<5	10	180
Sverige	1 680	1 250	730	150	240	4 060

Bruttobelastning från de diffusa källorna utgör den största delen av totala bruttobelastningen till vatten (77 %, tabell 22 och 23). Den enskilda största källan är belastning från jordbruksmark som står för ca 32 % av den totala nettobelastningen på havet för hela landet. 23 % av bruttobelastningen av fosfor står skogsmarkens bidrag för.

Antropogent bidrag

Nedan följer resultaten av beräkningar av bruttobelastning av fosfor från antropogena källor såsom kommunala reningsverk, industri, enskilda avlopp, dagvatten samt jordbruksmark minskat med bakgrundsbelastning.

Tabell 23 Bruttobelastning av fosfor från antropogena källor gällande år 1995 [ton/år]. Normaliseringsperiod 1985-2004.

Område	Karv Brutto P 1995	Industri Brutto P 1995	Enskilda avlopp Brutto P 1995	Dagvat- ten från tätort Brutto P 1995	Jordbruk antropo- gent Brutto P 1995	Summa Antropo- pogent Brutto P 1995
Bottenviken	30	30	10	10	40	120
Bottenhavet	70	220	50	30	140	510
Egentliga Östersjön	170	110	110	80	400	870
Öresund	40	10	10	10	30	90
Kattegatt	200	80	70	60	340	750
Skagerrak	10	10	20	10	70	110
Sverige	520	450	270	190	1 020	2 450

Den största antropogena bruttobelastningen av fosfor till vatten finns i tillrinningsområdet till Egentliga Östersjön. Jordbruksmarken utgör den största källan med ca 42 % av total antropogen bruttobelastning av fosfor (tabell 23). I Kattegatt svarar jordbruksmarken för ca 45 % av total antropogen bruttobelastning av fosfor. Kommunala reningsverk svarar för ca 21 % och enskilda avlopp står för ca 11 % av antropogen bruttobelastning för hela Sverige av fosfor.

Kvalitetsbedömning av resultaten

Belastningsberäkning av kväve

Det huvudsakliga syftet med projektet har varit att jämföra resultat av belastningsberäkningarna för kväve och fosfor för år 1995 och 2005. Samma flödesnormalisering och samma beräkningsmetodik har använts så långt som det varit möjligt för samtliga källor för båda åren 1995 och 2005.

Det finns skillnader i sammanställning av det statistiska underlaget för jordbruksmark 1995 jämfört med 2005, och detta medför skillnader i jordbruksmarkens gröddfördelning per delavrinningsområde. Stora ansträngningar har gjorts för att fördela arealerna för 1995 från församlingsdata till delavrinningsområde och samtidigt behålla överensstämmelse med officiella statistiken per produktionsområde. För 2005 har stor ansträngning gjorts för att fördela arealerna för 2005 från blockdata (IAKS) till delavrinningsområde. Mer diskussion följer i avsnittet ”Jämförelser mellan 1995 och 2005” nedan.

Övrig markanvändning uppvisar också skillnader. Mycket underlag, kopplat till delavrinningsområde, för 1995 fanns förberett sedan projekten TRK och TRK-95.. Ny markanvändning med nya delavrinningsområden har tagits fram för 2005. Delavrinningsområdesgränser har delats eller slagits ihop och markanvändningen har fördelats till de nya områdena, vilket har inneburit en viss ökning av arealerna. Dessa skillnader i markanvändning är jämnt fördelade över hela Sverige och medför troligen mindre skillnader i belastning eftersom den avser mark med antagen naturlig markanvändning: skog, myr, fjäll och öppen mark, med huvudsakligen mycket låga typhalter.

För samtliga punktkällor har samma metodik använts för både år 1995 och 2005 års utsläpp för att skapa jämförbara resultat (se beskrivningar ovan och Brånvall 2006).

Jämförelse med uppmätta mängder i flodmynningar

Data för jämförelse med transport av kväve i de stora flodmynningarna har erhållits från miljöövervakningsprogrammen för sötvatten. För att jämföra med modellresultaten har flerårsmedel beräknats för perioden 1985-2004 för respektive flodmynningsstation (tabell 24). Variationerna i årstransporter för enskilda år är mycket stora beroende på väderförhållandena. Resultatet har arealviktats för de flodmynningar vars mätstationer ligger uppströms mynningen. I till exempel Råån är enbart 81 % och i Ätran bara 77 % av flödet övervakat genom mätstation och resten är arealviktat. Rickleån har ingen mätstation för flöde utan värden har åstadkommit genom beräkningar. I Torne älv och Kalix älv sker en bifurkation av flödet (en fördelning av vattnet mellan älvarna beroende på flödet) som inte modellerats i TBV, men däremot i HBV-NP beräkningarna. TBV-resultaten i de älvarna är

därför inte riktigt jämförbara med flodmynningsbelastningen. Summeras transporterna för dessa två älvar, blir skillnaden 1 %. Retentionen, som används för att beräkna N-nettobelastningen är hämtad från TRK-beräkningarna. Nya framtagna retentioner inom PLC5 är något lägre i nordligaste Sverige, vilket innebär att N-nettobelastningen i denna region för TBV troligen är överskattade i tabell 24. Ljungan, Ljusnan och Dalälven har kalibrerats inom HBV-NP mot SRK(samordnad recipient kontroll)-data som är lägre än mätdata i det nationella mätprogrammet för flodmynningarna.

Tabell 24. Jämförelse mellan flodmynningsbelastning av kväve baserat på mätdata beräknade som flerårsmedel för perioden 1985-2004 och TBV-beräkningen. Belastningen är arealviktad ner till flodmynningen för de floder som har mätstation uppströms.

Flodmynning	N-belastning ton/år 1985-2004 vid ha- vet, mätdata	N-nettobelastning ton/år 2005 TBV	% skillnad
Torne älv ¹	4942	5609	13
Kalix älv ¹	3516	2960	-16
Råne älv ⁴	534	595	11
Lule älv	3079	3853	25
Pite älv	1569	1688	8
Skellefte älv	1432	1759	23
Rickleån ²	303	272	-10
Ume älv	3626	4168	15
Öre älv	498	522	5
Gide älv	479	482	1
Ångermanälven	4682	4843	3
Indalsälven	4664	3991	-14
Ljungan ³	1644	1500	-9
Delångersån	257	238	-8
Ljusnan ³	3080	2549	-17
Gavleån	571	601	5
Dalälven ³	5335	4931	-8
Nyköpingsån	705	531	-25
Motala Ström	2796	1968	-30
Emån	940	868	-8
Alsterån ⁴	280	190	-32
Lyckebyån	200	133	-34
Mörrumsån	782	705	-10
Helgeån ⁴	2931	2453	-16
Råån ⁴	534	480	-10
Nissan	1295	1193	-8
Ätran ⁴	2022	1827	-10
Viskan	1625	1347	-17
Göta älv	16525	15295	-7
Örekilsälven	816	655	-20
Enningdalsälven ⁴	304	318	5

1. Bifurkation
2. Ingen flödesmätning, PULS beräknat värde
3. Kalibrerat mot SRK-data i HBV-NP
4. Mätstation för flöde ej vid mynningen, >10% arealviktat flöde.

I medeltal är skillnaden mellan resultat beräknade med TBV i detta projekt mot beräknade flodmynningsresultat ca 5 % lägre. Överlag är resultaten beräknade med TBV högre i norra Sverige och lägre i södra Sverige vid jämförelse med beräknade flodmynningsbelastningar från mätdata.

Jämförelse med belastningsberäkningar i HBV-NP för 2005

En jämförelse mellan nettobelastningar beräknade med TBV-modellen i denna rapport respektive HBV-NP-modellen (för PLC5 -rapportering till HELCOM) för 2005 har utförts på havsbassängnivå med syfte att belysa effekter av skillnader i underlagsdata och modellansats. I TBV används en förenklad uppsättning av beräkningarna jämfört med beräkningarna i HBV-NP. I beräkningarna har dessutom delvis olika underlagsdata använts. Underlagsdata (markanvändning, typhalter, avrinning, punktutsläpp) är desamma för de två beräkningssätten utom för jordbruksmarken där det skett en förändring av grödfördelningen sedan HBV-NP-modellen sattes upp. I HBV-NP-modellen sker beräkningarna på daglig basis för de 20 åren, medan TBV använder flerårs månads- och årmedelavrinning. I HBV-NP-modellens uppsättning för 2005 (PLC5) finns dessutom beräkningar för hygge inkluderade, vilket saknas i TBV. En annan skillnad är att TBVs nettobelastning för kväve har beräknats utifrån 2005 års förhållanden, men med kväveretentionen från TRK-projektet. I PLC5-projektet har nu nya retentioner beräknats baserat på 2005 års belastning och dessa skiljer något, vilket påverkar nettobelastningen. Ytterligare en skillnad mellan beräkningarna är att i HBV-NP beräknas retentionen specifikt för fraktionerna oorganiskt och organiskt kväve, som summeras och sedan används i TBV för totalkväve. Den organiska kväveretentionen dominerar. Eftersom olika källor har olika andel oorganiskt/organiskt kväve (t.ex. utsläpp från reningsverk och enskilda avlopp, deposition på sjöar har mycket hög andel oorganiskt kväve, medan dagvattenutsläpp från tätorter, skog, myr, fjäll har hög andel organiskt kväve) innebär TBVs beräkningssätt att kväveretentionen överskattas något för skog, myr, öppen mark i områden med lite högre belastningar medan punktutsläpp underskattas något.

Jämförelsen visar att det finns avvikelser i nettobelastningen mellan TBV- och HBV-NP-beräkningarna, men att de i regel ligger inom intervallet +/-10 % för de olika diffusa källorna och punktkällor för hela Sverige, men att större avvikelser i vissa tillrinningsområden till havsbassänger finns.

Jordbruksläckaget skiljer 9 %, där HBV-NP-modellen har högre jordbruksbelastning än TBV-beräkningen. Detta kan delvis hänföras till förändring i grödfördelning.

Skogsläckaget skiljer 3 %, där HBV-NP-beräkningen är högre. I HBV-NP-modellens uppsättning för 2005 (PLC5) finns separata beräkningar för hygge in-

kluderade, medan i TBV ingick hyggesarealen i skogsarealen. Dessutom kan även överskattningen av retentionen för skog beskriven ovan ingå i södra Sverige, eftersom skogsarealen är stor. Retentionen på totalkväve kan vara för hög och nettobelastningen kan därmed vara för låg för TBV.

Jämförelse mot TRK-resultat

En modifierad beräkningsmetodik har tagits fram för beräkning av enskilda avlopp och dagvatten från tätorter inför PLC5-beräkningen och Miljömålsberäkningen. En jämförelse mellan 2005 års beräknade belastning och TRK visar att belastningen från enskilda avlopp har minskat påtagligt medan belastningen från dagvatten har ökat jämfört med TRK-beräkningarna.

Bruttobelastning av kväve från jordbruksmark (rotzonsläckage) för år 1995 har beräknats tidigare med liknande tillvägagångssätt som i detta projekt, bland annat i TRK 95-projektet (Ejhed, 2003) och i ett SLU-projekt (Johnsson och Mårtensson, 2005). Den totala beräknade belastningen av kväve från jordbruket nådde i TRK 95-projektet 68 200 ton (Ejhed, 2003) respektive 60 300 ton (Johnsson och Mårtensson, 2005) (Tabell 25). Därmed har båda dessa studier kommit fram till en högre belastning för år 1995 jämfört med beräkningar utförda i detta projekt. De finns två huvudförklaringar till dessa skillnader: Den ena är beroende av underlagsdata som användes i olika studier medan den andra är mer en metodologisk skillnad i beräkningarna.

Tabell 25. Jämförelse av bruttobelastning av kväve från jordbruksmark år 1995 resultat i detta projekt, Ejhed 2003 (TRK 95) och Johnsson och Mårtensson 2005.

Område	Bruttobelastning N Jordbruksmark 1995 Detta projekt	Bruttobelastning N Jordbruksmark 1995 Ejhed 2003	Bruttobelastning N Jordbruksmark 1995 Johnsson och Mårtensson 2005
Bottenviken	1100	1100	*
Bottenhavet	4100	4600	*
Egentliga			
Östersjön	20400	24900	*
Öresund	6600	7200	*
Kattegatt	23600	27700	*
Skagerrak	1900	2600	*
Sverige	57600	68200	60300

* värdet har inte beräknats

I TRK 95-projektet uppgick arealen jordbruksmark för år 1995 enligt Ejhed (pers. kommentar) till 34209 km² vilket kan jämföras med 31940 km² i detta projekt. Därmed kan en stor del av skillnaden i belastningen förklaras av att jordbruksarealen var signifikant högre (2269 km²) i beräkningarna som rapporteras i Ejhed (2003). Inför detta projekt gjordes en bedömning av Jordbruksverket att de arealer där inga ansökningar om stöd från EU för nyttjande av åkermark anmälts trots att areal finns enligt kartunderlaget, blockdatabasen, ska klassas som öppen mark. I Brandt och Ejhed (2002) och Ejhed (2003) var dessa arealer klassade som odefinierad gröda tillhörande jordbruksmark, med en hög typhalt motsvarande medelvärdet

av typhalter för alla grödor exklusive vall. I denna studie gjordes dessutom en omgruppering av grödor så att de fick en mer tillbörlig typhalt, till exempel flyttades areal av frövall från gruppen små grödor (med en hög typhalt) till vall (lägre typhalt). Vidare finns också en skillnad i avrinningsvärden som användes för beräkningar av belastningen i detta projekt jämfört med tidigare studier. I denna studie har dessutom en annan period (1985-2004) använts för att beräkna medelavrinningen jämfört med de tidigare studierna (1961-1990).

Skillnader i den bruttobelastningen av N från jordbruksmark mellan denna studie och studie av Johnsson och Mårtensson (2005) är mindre men dessa värden är inte helt jämförbara. Johnsson och Mårtenssons (2005) resultat gäller för jordbruksmark exklusive betesmark, med en total areal på 27 666 km². Motsvarande areal för samma grödor i detta projekt är 27 124 km², alltså 542 km² lägre, vilket till en del kan förklara det lägre belastningsvärdet. Anledningen till skillnader i arealer är att det gjordes en bedömning i detta projekt att vissa grödor som tidigare redovisats som åkermark (t.ex. ej utnyttjad slåtter- och betesmark, annan obrukad åkermark m.m.) typhaltmässigt ligger närmare betesmark än någon åkermarksgröda och därför har flyttats till betesmarken. Dock kan arealskillnaden inte förklara hela belastningsskillnaden. Det finns också viktiga metodologiska skillnader. Johnsson och Mårtensson (2005) beräknade belastningen med 22 produktionsområden som bas där ett avrinningsmedelvärde för varje region viktades utifrån medelavrinningen för de olika jordarterna i proportion till deras förekomst i varje region. I Miljömålsuppföljningsstudien beräknas belastningen på delavrinningsområdesnivå och därmed har man en högre upplösning på grödfördelning i förhållande till de rumsliga variationerna i avrinningsdata och jordartsfördelning. Därmed tar man till en högre grad hänsyn till snedfördelningen av grödor i förhållande till de rumsliga variationerna av avrinningen och jordartsfördelningen.

Belastningsberäkning av fosfor

Jämförelse med uppmätta mängder i flodmynningar

Data för jämförelse med transport av fosfor i de stora flodmynningarna har erhållits från miljöövervakningsprogrammen för sötvatten. Flerårsmedelvärde har beräknats för perioden 1985-2004 för respektive flodmynningsstation (tabell 26). Variationerna i årstransporter för enskilda år är mycket stora beroende på väderförhållandena. Resultatet har arealviktats för de flodmynningar vars mätstationer ligger uppströms mynningen. I till exempel Råån är enbart 81 % och i Ätran bara 77 % av flödet övervakat genom mätstation och resten är arealviktat. Rickleån har ingen mätstation för flöde utan värden har åstadkommit genom beräkningar. I Torne älv och Kalix älv sker en bifurkation av flödet (en fördelning av vattnet mellan älvarna beroende på flödet) som inte modellerats i TBV. Ljungan, Ljusnan och Dalälven har kalibrerats inom HBV-NP mot SRK(samordnad recipient kontroll)-data som är lägre än mätdata i det nationella mätprogrammet för flodmynningarna. Resultaten för fosfor från TBV (P-bruttobelastning i tabell 26) är enbart beräknade som bruttobelastning till vattendrag, sjöar och havsområden och saknar retention på väg till havet och dessutom saknas intern belastning på grund av återcirkulation från sjösediment och erosion i flodfåror i TBV beräkningarna.

Tabell 26. Jämförelse mellan flodmynningsbelastningar av fosfor baserat på mätdata beräknade utifrån flerårsmedel för perioden 1985-2004 och TBV-beräkningen. Belastningen är arealviktad ner till flodmynningen för de floder som har mätstation uppströms.

Flodmynning	P-belastning ton/år 1985-2004 vid havet, mätdata	P-bruttobelastning ton/år 2005 TBV	% skillnad
Torne älv ¹	320	194	-39
Kalix älv ¹	210	87	-59
Råne älv ⁴	25	20	-23
Lule älv	165	133	-19
Pite älv	90	57	-37
Skellefte älv	51	66	28
Rickleån ²	11	12	13
Ume älv	173	150	-13
Öre älv	33	19	-42
Gide älv	22	18	-18
Ångermanälven	182	175	-4
Indalsälven	124	171	38
Ljungan ³	80	67	-16
Delångersån	7	15	127
Ljusnan ³	103	105	2
Gavleån	18	25	40
Dalälven ³	193	200	3
Nyköpingsån	30	58	96
Motala Ström	105	222	111
Emån	19	32	65
Alsterån ⁴	6	5	-10
Lyckebyån	5	5	4
Mörumsån	21	31	52
Helgeån ⁴	62	57	-9
Råån ⁴	7	5	-33
Nissan	35	35	0
Ätran ⁴	37	45	24
Viskan	52	63	22
Göta älv	348	730	110
Örekilsälven	30	37	24
Enningdalsälven ⁴	6	15	154

1. Bifurkation
2. Ingen flödesmätning, PULS beräknat värde
3. Kalibrerat mot SRK-data i HBV-NP
4. Mätstation för flöde ej vid mynningen, >10% arealviktat flöde.

I medeltal är skillnaden mellan resultat för P bruttobelastning beräknad med TBV i detta projekt mot beräknade flodmynningsresultat ca 11 % högre. En tendens är att resultaten beräknade med TBV ligger under flodmynningsresultaten även utan

retentionen i norra Sverige och högre i södra Sverige vid jämförelse med beräknade flodmynningsbelastningar från mätdata. I ett antal huvudavrinningsområden är det mycket stor skillnad mot resultaten från TBV, till exempel i Delångersån, Göta älv, Nyköpingsån, Motala ström och Enningdalsälven. Detta beror i huvudsak på att retentionen för P saknas i beräkningarna med TBV. Resultaten från HBV-NP inom PLC5-projektet, som inkluderar retention av P, visar mycket mindre skillnad i dessa huvudavrinningsområden.

För PLC5-beräkningen (2005) har en utvärdering gjorts även mellan fosfornettobelastning beräknad med HBV-NP-modellen och flodmynningstransport för perioden 1985-2004. Utvärderingen kommer att redovisas i PLC-rapporten, men följande slutsatser kan dras. Avvikelsen i summa transport till havet för hela Sverige är 25 % för de två beräkningarna, där HBV-NP-beräkningarna är lägre. Det finns en tydlig tendens till lägre HBV-NP-beräknade mängder i de norrländska vattendragen. Retentionen i dessa är satt till 0 eller är låga. För nordligaste vattendragen ligger HBV-NP-beräknad fosforbruttobelastning under flodmynningsberäknad belastning. Detta tyder på att typhalterna för skog, myr, fjäll och övrig öppen mark ligger väl lågt. Fosforhalterna är dock låga och nära detektionsnivån, medan arealerna är mycket stora. För vattendrag i södra Sverige är medelavvikelsen för summatransport 11 % med lägre resultat från HBV-NP beräkningarna jämfört med flodmynningarna.

Jämförelse med belastningsberäkningar i HBV-NP för 2005

En jämförelse mellan resultat beräknade med TBV respektive HBV-NP-modellen för 2005 har utförts på havsbassängnivå för bruttobelastning.

Avvikelseerna mellan HBV-NP-beräkningarna och TBV-beräkningarna är små; mindre än 2 % för samtliga källor på havsbassängsnivå utom för jordbruksläckaget, där avvikelsen är 5 % (HBV-NP högre). Detta beror troligen på förändringen i grödfördelning som utförts sedan HBV-NP uppsättningen gjordes.

I samband med simuleringarna och kalibreringen av retentionen med HBV-NP-modellen för PLC5-beräkningen har en bedömning av överensstämmelsen mellan simulerade och uppmätta halter vid mätstationer gjorts. Metoden för att beräkna fosforbelastning från jordbruksmark är ny och det är därför extra intressant att studera hur överensstämmelsen är för lite större avrinningsområden. Metodiken har utvecklats för små jordbruksfält. Ett 50-tal mätserier för relativt små sjölösa områden med jordbruksmark har använts för att studera simulerade och uppmätta halter. Retentionen i åfåror varierar beroende på flöde m.m., men erosion/utbyte med botten, suspension och sedimentation i de lite större åfåror tar i stort ut varandra för en lite längre period. En redovisning av utvärderingen planeras till PLC5-rapporten, men en slutsats är att fosforsimuleringarna från flertalet utlakningsregioner i södra Sverige ligger för högt, vilket ger en för hög bruttobelastning. Det är främst partikulärt fosfor som överskattas. Jordarten har visat sig vara en mycket känslig parameter. En fortsatt studie av detta har påbörjats. I större områden blandas vatten från många källor och i sjöar sker retention. Överskattas jordbruksläckaget så kan det innebära att retentionen ansätts för hög vid anpassning mot mätdata.

Jämförelse mot TRK-resultat

Modifierad beräkningsmetodik har tagits fram för enskilda avlopp och dagvatten från tätorter inför PLC5-beräkningen och Miljömålsberäkningen. En jämförelse mellan 2005 års beräknade belastning och TRK visar att belastningen från enskilda avlopp har minskat medan belastningen från dagvatten har ökat jämfört med TRK-beräkningarna. Jordbruksläckaget har beräknats med helt ny metodik jämfört med TRK. Jämförelsen visar att avvikelsen för fosforbruttobelastningen från jordbruksmarken är liten sett för hela Sverige för de två olika beräkningarna (1 %). Belastningen från de olika tillrinningsområdena till havsbassänger varierar något mer och åt båda hållen. Den beräknade bruttobelastningen av P för år 1995 på 1600 ton/år som rapporteras i Brandt och Ejhed (2002) är baserad på en annan metod, där man använde sig av ett regressions samband mellan uppmätt och beräknad fosforförlust från åkermark.

Jämförelser mellan år 1995 och 2005

Brutto- och nettobelastning av kväve och fosfor

Nedan följer redovisning av skillnaden mellan belastning år 2005 och belastning år 1995. I tabell 27-30 redovisas skillnaden i beräknad nettobelastning av kväve, antropogen nettobelastning av kväve, bruttobelastning av fosfor och antropogen bruttobelastning av fosfor. Diskussioner om enskilda källors skillnader diskuteras i separata avsnitt nedan.

Tabell 27. Skillnad i nettobelastning av kväve 2005 respektive 1995 för samtliga punktkällor och diffusa källor (ton/år). Positiva tal innebär en ökning och negativa tal en minskning över tiden.

Område	Karv	Industri	EA	Vatten	Dagvatten	Jordbruk	Skog	Fjäll, myr, Öppen	Summa
Bottenviken	-200	300	0	200	0	-100	0	0	300
Bottenhavet	0	0	0	300	0	-200	-200	0	-200
Egentliga Östersjön	-4 400	-900	0	200	100	-100	0	-100	-5 200
Öresund	-900	-200	0	0	0	-1 100	0	-100	-2 200
Kattegatt	-2 300	-500	0	-1 200	0	-1 800	0	100	-5 600
Skagerrak	-100	-100	0	0	0	0	0	-100	-300
Sverige	-7 800	-1 300	-100	-500	200	-3 300	-300	-200	-13 200

Tabell 28. Skillnad i antropogen nettobelastning av kväve 2005 respektive 1995 för samtliga antropogena källor. Positiva tal innebär en ökning och negativa tal en minskning över tiden.

Område	Karv	Industri	EA	Vatten	Dagvatten	Jordbruk antropogent	Summa
Bottenviken	-200	300	0	200	0	0	400
Bottenhavet	0	0	0	300	0	-100	200
Egentliga Östersjön	-4 400	-900	0	200	100	-500	-5600
Öresund	-900	-200	0	0	0	-1 000	-2100
Kattegatt	-2 300	-500	0	-1 200	0	-1 700	-5700
Skagerrak	-100	-100	0	0	0	-100	-300
Sverige	-7 800	-1 300	-100	-500	100	-3 500	-13100

Tabell 29. Skillnad i bruttobelastning av fosfor 2005 respektive 1995 för samtliga punktkällor och diffusa källor. Positiva tal innebär en ökning och negativa tal en minskning över tiden.

Område	Karv	Industri	EA	Dagvatten	Jordbruk	Skog	Vatten	Fjäll, myr, Öppen	Summa
Bottenviken	-10	0	0	0	-10	-10	0	0	-30
Bottenhavet	-10	-30	0	0	-30	-10	0	0	-80
Egentliga Östersjön	-40	-40	-10	0	-20	0	0	-10	-120
Öresund	-10	0	0	0	0	0	0	0	-20
Kattegatt	-80	0	0	0	-40	0	0	10	-110
Skagerrak	0	-10	0	0	10	0	0	0	0
Sverige	-160	-80	-10	0	-80	-10	0	-10	-350

Tabell 30. Skillnad i antropogen bruttobelastning av fosfor 2005 respektive 1995 för samtliga antropogena källor. Positiva tal innebär en ökning och negativa tal en minskning över tiden.

Område	Karv	Industri	EA	Dagvatten antropogent	Jordbruk antropogent	Summa
Bottenviken	-10	0	0	0	-10	-20
Bottenhavet	-10	-30	0	0	-20	-70
Egentliga Östersjön	-40	-40	-10	0	-20	-120
Öresund	-10	0	0	0	0	-10
Kattegatt	-80	0	0	0	-30	-120
Skagerrak	0	-10	0	0	0	0
Sverige	-160	-80	-10	-10	-80	-340

Bruttobelastning av kväve från jordbruksmark

Bruttobelastning av N beräknades som belastning vid rotzonen med samma metodik för både 1995 och 2005. Brutto jordbruksläckaget beräknades till 57 600 ton N för år 1995 och 52 700 ton N för år 2005, vilket ger en minskning på 4 900 ton eller 9 %.

Samma indata gällande avrinningen och jordartsfördelningen har använts för 1995 och 2005. Skillnader i bruttobelastning mellan de två åren beror dels på förändrad grödfördelning mellan 1995 och 2005, dels i förändrade odlingsförhållanden som

förändringen från stubbträda till grönträda, en högre andel fånggrödor, förändrad gödslingstidpunkt och förbättrad kväveeffektivitet (Johnsson m.fl., 2007). Den totala jordbruksarealen (inklusive betesmark) har ändrats endast marginellt mellan åren 1995 och 2005 med en förändring under 1 % (tabell 2 och 3), vilket också stämmer väl med den officiella statistiken för dessa år (SCB, 2006). Däremot har grödfördelningen och den rumsliga fördelningen av grödor ändrats och därmed påverkat bruttobelastningen. Så ökade till exempel arealen betesmark i hela riket med 823 km² eller 17 %. Vallarealen var i stort sätt oförändrad, samtidigt som åkerarealen under övriga grödor exklusive betesmark och vall minskade med 553 km². Denna övergång från åkermark till betesmark borde förklara en del av den beräknade minskningen av N bruttobelastningen eftersom utlakningshalter från betesmark är väsentlig lägre än utlakningen från jordbruksgrödor. Största reduktioner i N bruttobelastningen noterades i Kattegatt och Öresund. Detta är effekter av, förutom en förändrad grödfördelning med lägre arealer av grödor med höga utlakningshalter (alla grödor utom vall och betesmark), en ändring i ovan nämnda odlingsförhållanden som till stor del fokuserades på dessa delar av landet.

Bruttobelastning av fosfor från jordbruksmark

Bruttobelastning av P beräknades som belastning vid fältkanten och genom rotzonsförluster till dräneringsledningarna med samma metodik för både 1995 och 2005. Brutto jordbruksläckaget beräknades till 1 680 ton P för år 1995 och 1 590 ton P för år 2005 (Tabell 22 och 14), vilket ger en minskning på 85 ton eller 5 %.

För fosfor kan orsaken till de beräknade skillnaderna mellan 1995 och 2005 förklaras av fem förändringar. De tre viktigaste är för det första en förändrad grödfördelning, där ökningen av andelen insådda trädor och minskning av andelen stubbträdor är viktigast; för det andra en minskad gödsling där både den applicerade mängden och arealen som gödslas har minskat och för det tredje så har den odlade arealen minskat (Johnsson med fl., 2007). I tillägg till den minskade gödslingen visar fosforbalansberäkningar ett klart minskande överskott av fosfor med både lägre tillförsel och högre bortförsel. Mellan 1995 och 2003 minskade fosforöverskottet från 5,2 kg/ha och år till 2,1 kg/ha och år (SCB, 2005). Ytterligare två orsaker till de beräknade skillnaderna är en betydande areal skyddszon år 2005 (9400 ha; SCB, 2007) som inte fanns år 1995 och att det 2005 fanns en omfattande odling av fånggröda och vårplöjd areal. Enligt sammanställningen med metodik tillämpad i detta projekt fanns det 12 000 ha skydds-zoner år 2005 och 168 000 ha fånggröda och/eller vårplöjd areal.

Största reduktionen av P-förluster från Sverige i absoluta termer (ton/år) skedde i tillrinningsområdet till Kattegatt, följt av Bottenhavet och Egentliga Östersjön. En lägre total jordbruksareal år 2005 i områdena som belastar Kattegatt och Bottenhavet kombinerat med omfördelning av grödor, med högre andel betesmark med låga förluster är en viktig förklaring till det. Större arealer betesmark och en ökning av den totala arealen jordbruksmark mellan 1995 och 2005 är noterbart i tillrinningsområdet till egentliga Östersjön. Bruttobelastningen från jordbruket i Skagerraks tillrinningsområde till och med ökade mellan 1995 och 2005, (tabell 22 och 14) troligtvis på grund av en ökad jordbruksareal.

Nettobelastning av kväve från jordbruksmark

Nettobelastning av kväve från jordbruksmark minskade betydligt från år 1995 till år 2005 (tabell 27). Dock är minskningen inte lika stor för nettobelastning av kväve som för bruttobelastning av kväve, vilket kan bero på att förändringar av grödarealer har skett där retentionen är högst. Skillnaden mellan 2005 och 1995 för den antropogena nettobelastningen av kväve från jordbruksmark är en aning större (tabell 28). Skillnader mellan nettobelastning och antropogen nettobelastning beror på var jordbruksarealerna fanns år 1995 respektive år 2005 i förhållande till faktorer som styr typhalter, jordart och produktionsområde samt av avrinning.

Belastning från övrig markanvändning

Jordbruksmarken har ökat från 1995 till 2005 på bekostnad av öppen mark och skog. Belastningen från övrig markanvändning har därmed minskat något från 1995 till 2005.

Utsläpp från punktkällor

Utsläppen från samtliga punktkällor har minskat både för kväve och för fosfor (tabell 27, 28, 29 och 30). Detta beror på stora insatser med framför allt ökad kväverening i reningsverk vid kusten men även ökad fosforering i reningsverk och industrier. För enskilda avlopp har ingen statistik över förändring i reningsteknik och nyttjandegrad kunnat inkluderas i beräkningarna och de skillnader som finns i resultaten mellan år 1995 och 2005 beror enbart på fastighetsstatistik och befolkningsstatistik.

Miljömålsuppföljning

Delmålet för kväve inom miljömålet ”Ingen övergödning” anger att senast år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av kväveföreningar från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav ha minskat med minst 30 procent från 1995 års nivå. Enligt ovanstående tabell 28 (havsbassängerna Egentliga Östersjön, Öresund, Kattegatt, Skagerrak) har den antropogena belastningen av kväve minskat med cirka 25 % från år 1995 till år 2005. Den antropogena källan som står för störst minskning mellan år 1995 till år 2005 för kväve är kommunala reningsverk. Jordbruksmarkens antropogena belastning har minskat med cirka hälften av reningsverkens bidrag. Övriga källor står för en liten del av minskningen från år 1995 till 2005.

Delmålet för fosfor inom miljömålet ”Ingen övergödning” anger att till år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat med minst 20 procent från 1995 års nivå. De största minskningarna ska ske i de känsligaste områdena. Enligt beräknat resultat i ovanstående tabell 30 (samtliga havsbassänger) har den antropogena bruttobelastningen av fosfor minskat med cirka 14 % från år 1995 till år 2005. Den största minskningen av fosfor består av utsläpp från kommunala reningsverk. Minskning av utsläpp från industrier och jordbruksmarkens belastning utgör lika stora delar.

Referenser

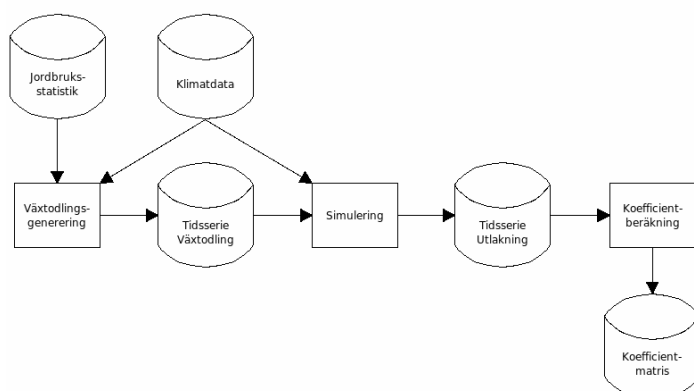
- Andersson, A., Eriksson, J. & Mattson, L. 2000. Phosphorus accumulation in Swedish agricultural soils. *Naturvårdsverket rapport 5110*, Stockholm
- Eriksson, J, Andersson, A., Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket. Rapport nr 4778.
- Brandt, M. och Ejhed, M. 2002. TRK Transport - Retention - Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.
- Brånvall, G., Förteckning över TRK:s punktkällor (reningsverk och industrier) kopplat till utsläppskoordinater, 2006, Rapport nr. 3 i SMED:s rapportserie med ISSN 1653-8102, <http://www.smed.se/>
- Ejhed, H. Rapport från projektet ”Transport, retention källfördelning, Beräkning för 1995”. Intern rapport till Naturvårdsverket. 2003-05-19.
- Ekstrand, S., Eriksson, M., Olshammar M., Mahlander, C., Lindgren, C., Zakrisson, J. 2003. Beräkningsmetodik för mindre punktkällor. SMED&SLU rapport.
- Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R. 1999. Åkermarkens matjordstyper. Naturvårdsverket rapport 4955)
- Jansson, P.-E. & Halldin, S., 1980. Model for annual water and energy flow in a layered soil. In *Comparison of Forest Water and Energy Exchange Models* (ed. S. Halldin), 145-163. International Society for Ecological Modelling, Copenhagen.
- Jansson, P.-E., 1991. Simulation model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. Report 165, Department of Soil Sciences, Division of Biogeophysics, SLU, P.O. Box 7014, SE-75007, Uppsala, Sweden. 72 pp.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustian, K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosystems Environ.* 18, 333-356.
- Johansson, G. & Gustafson, A. 2006. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohydrologiska året 2004/05 samt en långtidsöversikt. *Teknisk rapport 107*, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU.
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K., och Torstensson, G. 2007. Närsaltsläckage från svensk åkermark – Beräkningar av normalutlakning av kväve och fosfor för 1995 och 2005.
- Johnsson, H., Larsson, M., Brandt, M., Pers, L och Rosberg, J. 2006) Framtagning av nytt fosforberäkningssätt för beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapporteringen 2007. SMED rapport.

- Johnsson H. & Mårtensson K., 2005. Beräkning av förändringen av kväveutlakningen mellan 1995 och 2003 och den förväntade effekten av åtgärder som föreslagits för minskade utlakningsförluster. Lantbruksuniversitetet, Uppsala.
- Larsson, M.H., Persson, K., Ulén, B., Lindsjö, A. och Jarvis, N.J. 2007. A dual porosity model to quantify phosphorus losses from macroporous soils. Ecological Modelling (Accepted for publication).
- Liss, B., Kvantifiering av kväve- och fosforbelastning från enskilda avlopp, 2003, ISSN 1401-5765, Examensarbete Uppsala universitet å IVL Svenska miljöinstitutet.
- Löfgren, S. och Brandt, M. 2005. Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige. SMED rapport nr 14.
- Löfgren, S. och Olsson, H. 1990. Tillförseln av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Underlagsrapport till Hav-90, Aktionsprogram mot havsföroreningar. Naturvårdsverkets rapport 3692.
- Löfgren, S. och Westling, O. 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Inst för miljöanalys, SLU rapport 2002:1.
- Naturvårdsverksrapport 4425 - Vad innehåller avlopp från hushåll?
Ingår i projekt Miljöanpassad användning av hushållsvatten i samhället, Systemanalys - VA. Utg 1995-06, NR 91-620-4425-7
- Olshammar, M., Ericsson M., Ryegård, A., Brånvall G., Ek, M., Malander, M. Indata mindre punktkällor för PLC5 rapporteringen 2007, 2006, Rapport nr. 1 i SMED:s rapportserie med ISSN 1653-8102, <http://www.smed.se/>
- SCB, 1991. Jordbruksstatistisk årsbok. SCB, Stockholm
- SCB 2001. Rapporter från lantbrukets företagsregister 2000. Åkerarealens användning år 2000. Statistisk meddelande nr JO 10 SM 0102. SCB, Stockholm
- SCB. 2004. Gödselmedel i jordbruket 2002/2003. Statistiska meddelanden, MI 30 SM 0403, SCB, Stockholm
- SCB 2005. Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2003. MI 40 SM 0501.
- SCB 2006. Jordbruksstatistisk årsbok 2006. SCB, Örebro.
- SCB 2006. Fritid 1976-2006. Levnadsförhållanden rapport nr 103.
- SCB 2007. Jordbruksstatistisk årsbok 2007. SCB, Örebro.

Appendix 1.

Jordbruksmarkens utlakningskoefficienter, modell för kväve

Utlakningen av kväve och fosfor från åkermark varierar mycket mellan olika år, huvudsakligen beroende på skillnader i väder mellan åren. Stor avrinning leder till stora förluster av kväve och fosfor medan lägre avrinning leder till mindre förluster. Att bestämma utlakningen för enskilda år och jämföra dessa för att utreda resultatet av förändrade odlingsåtgärders effekt på utlakningen kan därför bli starkt missvisande. En normaliserad väderleks- och avrinningssituation är därför en bättre bas för en sådan bedömning. Därför har utlakningen beräknats utifrån en längre tidsperiod av väderdata som representerar ett normaliserat klimat och utifrån detta har årsmedelutlakningen beräknats eller, som vi har valt att kalla det, normalutlakning (i analogi med de av SCB för varje år beräknade normskördarna). NLeCCS (Nutrient Leaching Coefficient Calculation System) är en metod och ett system för att beräkna normalutlakning. (figur 1). NLeCCS beskriver hela flödet från indata till färdiga utlakningskoefficienter för både kväve och fosfor. Jordbruksstatistik och klimatinformation omvandlas i "Crop Sequence and Management Generator" (CSMG) till tidsserier av odlingsåtgärder. Databasen med odlingsinformation tas omhand av simuleringsmodellerna (SOILNDB för kväve och ICECREAMDB för fosfor). Simuleringsmodellerna levererar tidsserier av utlakning av kväve förluster av fosfor. Sista steget i NLeCCS-processen är uträkningen av utlakningskoefficienter från resultatstidsserien och komplettering till en komplett matris.



Figur 1. Flödesschema över NLeCCS där växtodlingsgenereringen genomförs med CSMG och simuleringarna med SOILNDB för kväve och ICECREAMDB för fosfor.

Kväve simuleras med SOIL/SOILN modellen som styrs av SOILNDB. SOILNDB gör en del av simuleringen och beräknar parametervärden för SOIL/SOILN modellerna.

SOIL-SOILN-MODELLERNA

Under mitten av 80-talet utvecklades vid SLU simuleringsmodellen SOILN (Johnsson et al., 1987) som beskriver kvävet dynamik och förluster i åkermark. Modellen kopplades till en tidigare utvecklad vatten- och värmemodell (SOIL; Jansson & Halldin, 1980; Jansson, 1991). Syftet med detta arbete var att öka förståelsen för hur de samtidiga fysikaliska och biologiska processerna i mark-växsystemet påverkar förlusterna av kväve vid varierande väder, jordtyper, odlingsystem och odlingsåtgärder. För att göra modellen tillämpbar för olika lokaler förenklades modellens struktur och dess behov av indata till en nivå som skulle motsvara vad som normalt finns tillgängligt i fältförsök. Modellen beskriver kväveprocesserna i en markprofil och beräknar utlakning av kväve från rotzonen till dräneringsrör eller grundvatten. Modellen, vars typiska representativitet motsvarar ett någorlunda homogent jordbruksfält, är således speciellt lämplig för att undersöka betydelsen av olika odlingsåtgärder, klimatets och jordtypers inverkan på rotzonsutlakning (d.v.s. det som försvinner från det mark-växsystem som är påverkbart med olika odlingsåtgärder).

Modellen har testats på ett flertal olika fältförsök. Den har också använts för att skatta utlakningen från fält där endast begränsad mängd indata finns och för simulering av olika tänkbara odlingsåtgärder för att begränsa utlakningen av kväve från åkermark. Testerna har visat att modellen kan beskriva mineralkvävet variation i marken och kväveutlakning för några olika jordar, odlingsystem och klimat i Sverige. Detta visar att modellen har ett visst generalitet. Genom att testa modellen på olika datamaterial ökar vi vår kunskap om dess generalitet och vår kunskap att parameterisera den. Vi får också kunskap om modellens känsliga delar och hur vi kan förbättra den. Arbetet med att testa modellen pågår således kontinuerligt. Detta ger sedan möjligheter att med ökad precision tillämpa modellen på lokaler där endast en mycket begränsad mängd indata finns tillgängligt.

I forskningsversionerna av SOIL-SOILN finns ofta en valmöjlighet av flera olika metoder att lösa samma delproblem (processer) i modellerna. De submodeller som är bäst utprovade i forskningsversionen (om flera finns för samma process) utnyttjas i SOILNDB.

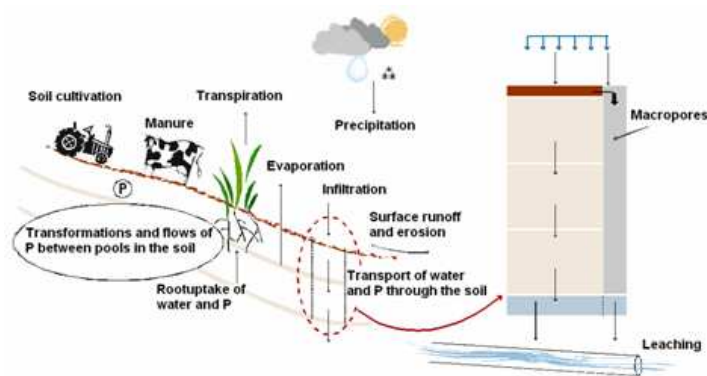
Jordbruksmarkens utlakningskoefficienter, modell för fosfor

NLeCCS system användes även för att beräkna normalutlakning av P. Fosforsimuleringen görs med ICECREAMDB som styr ICECREAM. ICECREAMDB läser klimatdatabasen och databasen från CSMG och matar ICECREAM med drivdata från dessa. ICECREAMDB sammanställer sedan dagsvärdena från simuleringarna till årssummor eller årsmedelkoncentrationer för de variabler man valt.

ICECREAMDB OCH ICECREAM MODELLERNA

ICECREAMDB är en modell för att beräkna förluster av fosfor från åkermark från större områden baserad på ICECREAM-modellen. ICECREAMDB innehåller ett

grafiskt gränssnitt för ICECREAM och beräkningarna underlättas jämfört med ICECREAM i och med att stora mängder indata och resultat kan hanteras rationellt. All data som behövs för att köra ICECREAM läses från Accessdatabaser och omvandlas automatiskt till de textfiler som ICECREAM behöver. Med ICECREAMDB är det därför möjligt att genomföra tusentals simuleringar i följd. Resultaten från ICECREAMDB bearbetas också automatiskt så att förlustkoefficienter för varje jordarts-, gröd-, lutnings-, P-HCl-klass och gödslingstyp genereras från de dygnsbaserade simuleringresultaten.



Figur 2. Översikt av ICECREAM

ICECREAM är en dynamisk odlings- och åtgärdsorienterad P-förlust-modell (Larsson et al., 2007). Med ICECREAM kan man beräkna olika odlingsåtgärders påverkan på vattenflöden, erosion och förlust av fosfor via ytavrinning och genom markprofilen (figur 2). Resultatet från ICECREAM är bland annat dagliga värden uppdelat på koncentrationer av löst (SRP, soluble reactive phosphorus) och partikulärt (PP) fosfor. Modellen, med ursprung i CREAMS-modellen från USA har senare vidareutvecklats i Finland för att kunna beskriva fosforförluster under nordiska klimatförhållanden. Den har framförallt använts för att beskriva erosion och ytavrinning, men för många åkerjordar i Sverige är utlakning genom markprofilen via makroporer den viktigaste flödesvägen (bland annat på grund av att ytavrinningen är relativt liten). Därför har modellen vidareutvecklats med inkorporering av makroporflöde och testats mot mätdata från försöksfält i Västergötland och miljöövervakningsfält i Södermanland, där övervägande positiva resultat erhöles med avseende på förmågan att beskriva förlusterna av fosfor på strukturerade jordar. En känslighetsanalys av modellen har också genomförts för att erhålla kunskap om vilka parametrar som bör sättas med störst noggrannhet (Johnsson m.fl., 2006).