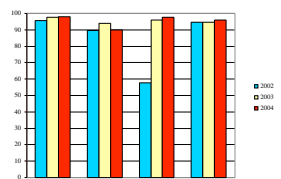
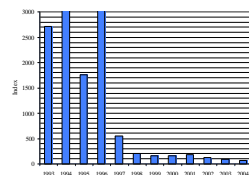
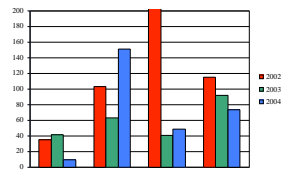


Jeanette Asp och Jenny Kreuger

Riskvärdering av bekämpningsmedel i ytvatten

Utveckling och utvärdering av indikatorer baserade på riktvärden och miljöövervakningsdata



Jeanette Asp och Jenny Kreuger

Riskvärdering av bekämpningsmedel i ytvatten

Utveckling och utvärdering av indikatorer baserade på riktvärden och miljöövervakningsdata

*Risk evaluation of pesticides in surface waters.
Development and evaluation of indicators based on Water Quality Standards and results from environmental monitoring programmes*

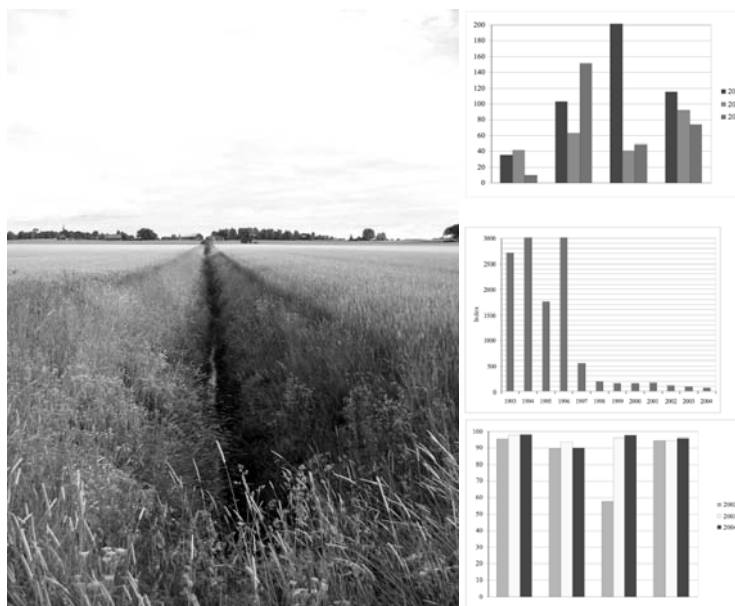


Foto: J. Asp, 2005

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. SAMMANFATTNING	5
2. ENGLISH SUMMARY	6
3. INLEDNING	7
4. BAKGRUND	7
4.1 MILJÖMÅLSARBETET	7
4.2 MILJÖMÅLET GIFTFRI MILJÖ	8
4.3 INDIKATORER FÖR UPPFÖLJNING AV MILJÖMÅLET GIFTFRI MILJÖ	8
4.4 INDIKATORER BASERADE PÅ RESULTAT FRÅN MILJÖÖVERVAKNINGEN AV BEKÄMPNINGSMEDEL	9
5. RIKTVÄRDEN FÖR INDIKATORFRAMSTÄLLNING OCH BERÄKNING AV INDEX	10
6. UNDERLAG FÖR INDEXBERÄKNINGAR	11
6.1 VEMMENHÖGSOMRÅDET	12
6.2 TYPOMRÅDEN	12
7. INDIKATORFÖRSLAGEN	13
8. INDIKATOR A - PÅTRÄFFADE SUBSTANSER	14
8.1 INDIKATOR A BERÄKNAD FÖR VEMMENHÖGSOMRÅDET OCH FÖR FYRA TYPOMRÅDEN.....	14
9. INDIKATOR B - AMERIKANSKT TOXICITETSINDEX	16
9.1 AVVIKELSER FRÅN AMERIKANSK METOD	16
9.2 INDIKATOR B BERÄKNAD FÖR VEMMENHÖGSOMRÅDET.....	17
9.3 INDIKATOR B BERÄKNAD FÖR FYRA TYPOMRÅDEN	18
10. INDIKATOR C – KANADENSISKT TOXICITETSINDEX	20
10.1 INDEXVÄRDETS OMFATTNING MED AVSEENDE PÅ VATTENTYP, KVALITETS Variabler och TID	20
10.2 BERÄKNING AV KANADENSISKT TOXICITETSINDEX	20
10.3 ANVÄNDNING AV TOXICITETSINDEX I KANADA	21
10.4 INDIKATOR C BERÄKNAD FÖR VEMMENHÖGSOMRÅDET.....	23
10.5 INDIKATOR C BERÄKNAD FÖR FYRA TYPOMRÅDEN	23
11. DISKUSSION	24
11.1 KORRELATION METODERNA EMELLAN	24
11.2 UNDERLAGETS PÅVERKAN	25
11.3 SUBSTANSER VARS FYND BEDÖMTS UTIFRÅN UTLÄNDSKA RIKTVÄRDEN.....	26
11.4 BORTFALL FRÅN INDIKATORFRAMSTÄLLNINGAR	26
11.5 SUBSTANSER VARS DETEKTIONSGRÄNS ÄR HÖGRE ÄN RIKTVÄRDEN	27
12. UTVÄRDERING	27
13. FÖRKLARINGAR	28
14. TACKORD	29
15. REFERENSER	29
16. BILAGOR	32

1. SAMMANFATTNING

Svensk miljöpolitik inom olika områden baseras på 15 miljö kvalitetsmål antagna av riksdagen i april 1999. Kemikalieinspektionen (KemI) är ansvarig myndighet för miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö. Uppföljningen av miljömålet Giftfri miljö sker bland annat genom utveckling och användning av indikatorer. Med lämpliga indikatorer ska bl. a. risker med påträffade halter av naturfrämmande ämnen kunna rapporteras och presenteras på ett överskådligt sätt.

Eftersom användning av bekämpningsmedel innebär ett avsiktligt utsläpp i miljön av kemiska ämnen som avser att motverka och förebygga djur, växter eller andra organismer som kan skada grödor, är det speciellt viktigt att följa upp spridning och förekomst av bekämpningsmedel. Olika faktorer bidrar till att bekämpningsmedel som används i ett område kan transporteras till intilliggande vattendrag. Systematiska mätningar i ytvatten utförs inom ramen för den nationella miljöövervakningen, men vissa mätningar av bekämpningsmedelsrester genomförs också av kommuner, länsstyrelser, vattenvårdsförbund och andra aktörer runt om i landet.

För att kunna relatera uppmätta halter av bekämpningsmedel i ytvatten till den potentiella risken de innebär för akvatiska organismer i vattenmiljön har riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten tagits fram av Kemikalieinspektionen (KemI). På förslag från KemI ska det nu också undersökas om de nya riktvärdena kan nyttjas även för att utveckla indikatorer. Detta som ett led i arbetet med att skapa en helhetsbild av ytvattenkvalitet och att presentera trender och utvecklingen mot miljömålet Giftfri miljö.

Befintliga rutiner för dataförsörjning inom miljöövervakningsprogrammet är goda. Det dataunderlag som en indikator i dagsläget kan baseras på skapas med kontinuitet och resultaten har år från år hög jämförbarhet. De typområden där undersökningarna utförs representerar större jordbruksområden i Sverige. Begränsande faktorer är dock svårigheterna att detektera vissa substanser i halter ned till riktvärdet samt avsaknad av riktvärden för ett antal äldre och nyare substanser som påvisats i vattenmiljön.

Tre indikatorer för uppföljning av förekomst av bekämpningsmedel i ytvatten har i en tidigare rapport bedömts som intressanta för en fördjupad analys och utveckling. Indikatorer kan utformas som enskilda variabler, statistiska storheter eller i form av index. Med index kan komplexa uppsättningar av data och relevanta variabler sammanfattas i ett enkelt tal. I föreliggande rapport utvecklas de tre indikatorerna, varav två indexmetoder hämtade från USA och Canada (indikator B & C). Indikatorerna har utvecklats och utvärderats baserat på resultat från undersökningar inom Vemmenhögsprojektet (1993-2004), samt med miljöövervakningsdata från fyra typområden (2002-2004).

Sammanfattningsvis visar denna fördjupade genomgång att det finns både för och nackdelar med de bägge indexmetoderna, vilket kan hänföras till den metodik som beräkningarna bygger på. Överlag visar ändå genomgången att den indikator som bygger på det amerikanska indexet (indikator B) är att föredra då metoden dels är mindre känsligt för ändringar vad gäller antalet undersökta substanser och dels är enklare att tolka och förklara i text och bild. Indikator A, "Påträffade substanser" ger en enkel men översiktlig bild av generell pesticidförekomst i ytvatten och kan därför utgöra ett bra komplement till en indexbaserad indikator. En förutsättning för att indikatorerna ska kunna användas som underlag vid uppföljning av miljömålet i ett längre perspektiv är dock att de substanser som nyregistreras på den svenska marknaden får ett riktvärde.

2. ENGLISH SUMMARY

Swedish environmental policy within different areas is based on 15 environmental quality objectives adopted by the Swedish Government in April 1999. The Swedish Chemicals Inspectorate (KemI) is the authority responsible for the environmental quality objective 'A non-toxic environment'. This goal can be monitored by the application of indicators. Appropriate indicators would allow the risks of environmentally hazardous substances detected to be reported and presented in a transparent way.

The use of crop protection chemicals involves a deliberate release of substances into the environment. These substances are intended to control animals, plants and other organisms that can damage the crops. Since these chemicals are potentially hazardous, it is particularly important to monitor the occurrence of them. Various factors interact to allow pesticides applied within an area to be transported to neighbouring water courses. Systematic measurements of pesticide residues in surface waters are carried out within the framework of the Swedish environmental monitoring programme. Certain measurements of crop protection chemical residues are also carried out by local authorities, county authorities, water boards and other actors throughout Sweden.

The Swedish Chemicals Inspectorate (KemI) has developed 'boundary values', more commonly referred to as Water Quality Standards (WQS), for pesticides in surface waters. The reason is to allow the detected concentrations of pesticides in surface waters to be related to the potential risk they pose to organisms in the aquatic environment. KemI has now proposed an investigation into whether these WQS could also be used to develop indicators. This forms part of the work to create a holistic picture of surface water quality and to uncover trends and current progress towards achieving the environmental goal 'A non-toxic environment'.

The existing routines for data collection within the environmental monitoring programme are good, ensuring high quality data as a basis for an indicator. The agricultural catchments in which the investigations are carried out represent the large agricultural regions in Sweden. However, limiting factors include the difficulty in detecting certain chemicals at concentrations below the WQS and also the lack of WQS for a number of substances detected in the aquatic environment.

In a previous report, three indicators for monitoring the incidence of crop protection chemicals in surface waters were identified as being suitable for deeper analysis and development. The present report describes the development of these three indicators, of which one is a simple calculation of frequency of detection (indicator A) and two are based on index methods developed in the USA and Canada (indicators B & C). The indicators were refined and evaluated on the basis of results obtained within the Vemmenhög project (1993-2004) and environmental monitoring data taken from both Vemmenhög and three other agricultural catchments (2002-2004).

In brief, this deeper analysis showed that there were both advantages and disadvantages with the two index-based indicators (indicators B & C) that could be attributed to the methodology on which the calculations were founded. Nevertheless, the study showed that the indicator based on the USA index (indicator B) was preferable, since the method was both less sensitive to changes in the number of substances investigated and easier to interpret and explain in text and diagrams. Indicator A, 'Substances detected' provided a simple but overarching view of general pesticide occurrence in surface waters and could therefore constitute a suitable complement to an index-based indicator. However, a precondition for the indicators being used as a basis for monitoring the environmental goals in a long-term perspective is that compounds newly registered on the Swedish market be allocated a WQS.

3. INLEDNING

Försäljningen av växtskyddsmedel till svenskt jordbruk (inklusive frukt och grönt) utgjorde 22 % av den totala försäljningen av bekämpningsmedel under 2003. Mängden har i jämförelse med genomsnittet av försäljningen 1981-1985 minskat med 52 % (SCB, 2003). Att den försålda mängden minskat över åren beror till viss del på att substanser som är aktiva i lägre doser börjat användas vilket gör att den besprutade arealen inte har minskat nämnvärt sedan början av 80-talet (Törnquist et al., 2002).

Försäljningsstatistiken av växtskyddsmedel visar snarare att antalet hektardoser har ökat under senare år, från ca 3 miljoner hektardoser i början av 1990-talet till ca 4 miljoner hektardoser under början av 2000-talet. År 2003 ökade antal sålda hektardoser med 10 % jämfört med år 2002. Ökningen speglar dock inte med nödvändighet den faktiska användningen under år 2003 utan beror sannolikt till stor del av en aviserad skattehöjning från 20 till 30 kr per kg verksamt ämne (SCB, 2003).

I Bilaga 10 till Europaparlamentets och Rådets beslut nr 2455/2001/EG (om upprättandet av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och med tillägg till vattendirektivet 2000/60/EG) har 33 st substanser/substansgrupper identifierats på basis av den risk de utgör för akvatisk miljö eller för mänsklig hälsa via vattenmiljön (Europaparlamentet, 2001). Av dessa har 11 klassificerats som prioriterade farliga ämnen vars utsläpp måste upphöra inom de närmsta 20 åren samt ytterligare 14 föreslagits som prioriterade ämnen, men är under utredning i detta avseende. Tre av de 10 växtskyddsmedel som finns med på Bilaga 10 är godkända för användning i Sverige (isoproturon, klorfenvinfos och klorpyrifos), varav endast isoproturon regelbundet påträffas inom miljöövervakningen av svenska ytvatten (Törnquist et al., 2002; Kreuger & Törnquist, 2005). Klorfenvinfos har endast påträffats i en undersökning av sediment från 2003 (Sternbeck et al., 2003). Även några i Sverige ej längre godkända växtskyddsmedel som finns upptagna på Bilaga 10 påträffas fortfarande i svenska vatten, bl.a. det prioriterade farliga ämnet lindan, liksom atrazin och simazin, som är föreslagna som prioriterade farliga ämnen.

För att kunna styra utvecklingen mot bättre miljö kvalitet krävs kunskap om utvecklingen och om trender i vattnets miljöstatus. Detta förutsätter sålunda att vi mäter, att mätningarna håller tillräckligt god kvalitet och att vi kan rapportera om det vi mäter på ett informativt sätt.

Föreliggande sammanställning syftar till att utveckla och utvärdera tre indikatorer för bekämpningsmedel i ytvatten baserade på svenska riktvärden och miljöövervakningsdata. Arbetet är en fördjupning och vidareutveckling av resultatet från en tidigare rapport (Asp & Kreuger, 2004) och har utförts på uppdrag av Kemikalieinspektionen (KemI) med medel från Miljömålsrådet.

4. BAKGRUND

4.1 Miljömålsarbetet

Svensk miljöpolitik inom olika områden baseras på 15 miljö kvalitetsmål antagna av riksdagen i april 1999. Målen ska vara uppfyllda inom en generation.

För att kunna bevaka hur arbete enligt delmål och åtgärdsstrategier utvecklas, har ett system med ett antal uppföljningsmått eller indikatorer utvecklats av de miljömålsansvariga myndigheterna. Varje myndighet ska verka för ett effektivt miljömålsarbete genom att samla underlagsdata, redovisa måluppfyllelse och föreslå kompletterande insatser.

Ett miljömålsråd med representanter från centrala myndigheter, länsstyrelser, kommuner organisationer och näringsliv har inrättats av regeringen i syfte att samordna miljömålsarbetet. Till rådets uppgifter hör även uppföljning av arbetet samt rapportering till regering och utvärdering av arbetets utveckling. Rapportering av miljömålsarbetets utveckling sker årligen och vart fjärde år utförs en fördjupad utvärdering för underlag till beslut om åtgärder och styrmedel. Rådet ansvarar även för fördelning av medel till miljömålsuppföljningen och miljöövervakning (Segnestam & Persson, 2002).

4.2 Miljömålet Giftfri miljö

KemI är ansvarig myndighet för miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö och har tagit fram sex delmål för att uppnå det övergripande generationsmålet till år 2020. Det fastställda målet innebär enligt regeringen, att miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Detta innebär ett arbete hos KemI inriktat bland annat mot:

- Halter av naturfrämmande ämnen i miljön som är nära noll.
- Halter av naturligt förekommande ämnen i miljön som är nära bakgrunds nivåer.
- En sammanlagd exponering i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen som är nära noll och en exponering för övriga kemiska ämnen som inte är skadlig för människor.
- Undersökning och vid behov åtgärdande av förorenade områden.

Risken att bekämpningsmedel når ytvatten och att olika organismer exponeras bedöms av KemI redan vid prövning inför godkännande av medel som släpps ut på den svenska marknaden. Bekämpningsmedlets oavsiktliga spridning till omkringliggande miljöer beror av en rad olika faktorer som är svåra att uppskatta i riskbedömningen, varför det finns ett behov av att följa upp deras förekomst. Resultat från olika undersökningar och miljöövervakningen visar att rester av bekämpningsmedel regelbundet förekommer i mätbara halter i svenska vattendrag som avvattnar jordbruksområden (Törnquist et al., 2002; Kreuger et al., 2004). Denna förekomst är ett resultat av mänsklig verksamhet då inga naturliga bakgrunds nivåer finns.

4.3 Indikatorer för uppföljning av miljömålet Giftfri miljö

Det grundläggande verktyget i arbetet med att följa utvecklingen mot miljömålen utgörs av olika typer av indikatorer. En kärn uppsättning indikatorer med syftet att följa upp miljömålet Giftfri miljö, ska åskådliggöra trender samt spegla miljö tillståndet på ett enkelt sätt. Avsikten med indikatorer är också att kommunicera och förmedla den information som döljer sig i omfattande datamängder (Segnestam & Persson, 2002).

Arbetet med att ta fram förslag på lämpliga indikatorer för miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö inklusive delmål 1, 2, 3 och 4 påbörjades av KemI under år 2002. De totalt 72 förslagen (20 indikatorer för Giftfri miljö samt 52 indikatorer för delmålen) presenteras i KemIs slutrapport Förslag till indikatorer för giftfri miljö (KemI, 2003). Enligt ett av indikatorförslagen (Gm:1), utgör ”halter och antal ämnen av kemiska bekämpningsmedel i ytvatten (och grundvatten) som överstiger 0,1 µg/l” en lämplig indikator. Denna indikator

svarar bl.a. mot delmålet att ”Halter av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll”. Den begränsas dock av att den endast ger information om föroreningsgrad, inte om potentiella effekter i miljön. Vissa pesticider är mycket giftiga också vid förhållandevis låga koncentrationer, medan andra ger påvisbara effekter först vid betydligt högre koncentrationer, varför en uppmätt halt i vattenmiljön kan innebära olika stor risk för eventuella skador på vattenlevande organismer.

Som komplement bör därför utvecklas en indikator som även tar hänsyn till den eventuella risk som exponeringen utgör för vattenlevande organismer. Som ett delmål i miljömålsarbetet har således svenska riktvärden tagits fram av KemI för 102 bekämpningsmedelssubstanser och nedbrytningsprodukter i användning. Riktvärdena anger den högsta halt då inga negativa effekter av ett enskilt ämne kan förväntas för vattenlevande organismer. Syftet är att riktvärdena ska användas som underlag och referens för att bedöma miljökvaliteten vid mätningar gjorda i exempelvis regional och nationell miljöövervakning.

Med de nyligen publicerade riktvärdena för bekämpningsmedel i ytvatten finns förutsättningar för en samlingsindikator av bredare slag som relaterar till potentiella risker av flera ämnen. En sådan typ av indikator har tidigare föreslagits bland indikatorförslag för uppföljning av miljökvalitetsmålet som bedömts intressanta, men som kräver ytterligare utredning (KemI, 2003). I förslaget (Gm:8) föreslår man en rapportering av andel kemiska ämnen mätta i relevant medium som överskrider visst bråkvärde av satta riktvärden.

Uppmätta halter av kemiska växtskyddsmedel i ytvatten, ställda i relation till de svenska riktvärdena utgör grunden för de i denna rapport föreslagna indikatorerna och ger ett riskbaserat underlag för uppföljning av generationsmålet Giftfri miljö. Vid en tidigare genomgång (Asp & Kreuger, 2004) av ett antal möjliga indikatorer för bekämpningsmedel i ytvatten utkristalliserades tre förslag som intressanta att vidareutveckla och utvärdera baserat på ett större dataunderlag: *i*) Påträffade substanser (avsnitt 7.2 i Asp & Kreuger, 2004), *ii*) Toxicitetsindex (avsnitt 7.4) och *iii*) Vattenkvalitetsindex (avsnitt 7.5).

Förslagen har utvärderats med hjälp av 12 års data från Vemmenhögsprojektet (Kreuger, 2002; Kreuger et al., 2004) samt med 3 års data från fyra olika typområden inom den nationella miljöövervakningen av rester av kemiska växtskyddsmedel i ytvatten (Kreuger et al., 2004). Detta ger underlag för bedömning av hur metoderna går att använda i trendanalyser och i jämförelser mellan områden och över tiden.

4.4 Indikatorer baserade på resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel

En representativ uppsättning indikatorer ska kunna ge de tillförlitliga bedömningsgrunder som krävs för att styra fortsatt utveckling. Detta medför krav på individuellt välutvecklade indikatorer. För varje indikator eftersträvas tydliga kopplingar till delmål. Genom att ta fram riktvärdesbaserade indikatorer blir uppföljningen riskrelaterad och kan knytas till miljömålets 4:e delmål om en fortlöpande minskning av miljö- och hälsorisker vid användning och framställning av kemiska ämnen.

En indikator för bekämpningsmedel i ytvatten ska presentera en aktuell bild av föroreningsgrad eller risk för vattenlevande organismer samtidigt som den bör vara jämförbar över tid och gärna mellan olika platser. Den ska baseras på pålitliga och väldokumenterade underlagsdata och även metoden enligt vilken indikatorn är uppbyggd måste vara väldokumenterad och lättförståelig. Indikatorn kommer att motsvara orsakskedjans S-kategori

(ett mått på tillstånd) i den internationellt vedertagna modellen DPSIR för uppföljning av miljöarbete och miljömål.

Från övervakningen av vattenkvalitet i svenska ytvatten rapporteras om påträffade substanser och halterna i vilka de förekommer. Resultat från Vemmenhögsprojektet har dock visat att halterna av bekämpningsmedel i vattendraget genomgående minskat under de senaste 10 åren (Kreuger, 2002). Då användningen alltmer övergått till medel vars aktiva substanser är verksamma i lägre koncentrationer, medför lägre medelkoncentration av bekämpningsmedel i ytvatten inte med nödvändighet en minskad risk för exponerade vattenlevande organismer. En indikator baserad på svenska riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten, möjliggör nu rapportering och uppföljning inom miljömålsarbetet som i större utsträckning relaterar till de potentiella effekter på omgivande vattenmiljö som användningen innebär.

5. RIKTVÄRDEN FÖR INDIKATORFRAMSTÄLLNING OCH BERÄKNING AV INDEX

Kemikalieinspektionen (KemI) tog under år 2004 fram riktvärden för 102 växtskyddsmedel och nedbrytningsprodukter i ytvatten (KemI, 2004a). Riktvärdet anger den högsta halt då man inte kan förvänta sig några negativa effekter av ett ämne. Lite drygt hälften av substanserna, 55 stycken, ingår i miljöövervakningen. Resterande 47 substanser har inte inkluderats i övervakningsprogrammet av olika skäl, bland annat är det många som endast används i små mängder, men också till följd av begränsningar i ekonomiska resurser och i befintlig analysteknik. Godkända bekämpningsmedel med relativt hög användning som ännu inte inkluderats i övervakningen är främst vissa svampmedel inom potatisodlingen (ex. fluazinam och propamokarb).

Det finns å andra sidan vissa substanser och nedbrytningsprodukter som nu ingår eller har ingått i miljöövervakningen som saknar svenska riktvärden. Det är främst en del äldre och ej längre, i Sverige, godkända substanser som saknar riktvärden. Indexberäkningarna enligt de två metoderna som ingår i utvärderingen (Indikator B och C) fordrar dock att alla påträffade substanser har ett riktvärde att relatera fynden till. För de 20 substanser och nedbrytningsprodukter som har påträffats i halter högre än detektionsgränsen inom miljöövervakningen och som saknar svenska riktvärden har den internationella litteraturen genomsökts för motsvarande värden.

I första hand har riktvärden hämtats från Holland (Crommentuijn et al., 2000) vars metodik att beräkna riktvärden, s.k. Maximum Permissible Concentration (MPC), är snarlik det svenska tillvägagångssättet (Asp et al., 2004). När holländska riktvärden saknats har istället tyska, s.k. Quality Target (QT), och kanadensiska, s.k. Water Quality Guidelines (WQG), prioriterats (Bilaga 1). Övriga länder som undersökts i sammanhanget är Storbritannien och USA. För de nedbrytningsprodukter som saknar riktvärde har istället moderssubstansens riktvärde använts. På så vis har flertalet påträffade substanser som saknar riktvärden kunnat inkluderas i indexberäkningarna (Tabell 1).

Trots eftersökningar i internationell litteratur, och antagandet att nedbrytningsprodukten har samma riktvärde som moderssubstansen, är det fem substanser och en nedbrytningsprodukt som saknar riktvärde och som därmed inte kunnat inkluderas i beräkningarna. Detta gäller substanserna benazolin, diklobenil och dess nedbrytningsprodukt BAM, flamprop, ioxinil och

tetradifon (Tabell 1). Dessa har dock endast påträffats vid något enstaka tillfälle genom åren, utom BAM vilken har påträffats regelbundet i vattenprover.

Tabell 1. Substanser och nedbrytningsprodukter (i tabellen sorterade under modersubstansen) som påträffats i ytvatten och som saknar svenska riktvärden, samt uppgift om varifrån riktvärden hämtats för beräkning av indikatorer och kommentarer om substansens godkännande i Sverige

Substans	Riktvärde, land	Kommentar
atrazin	MPC, Holland	Ej godkänd sedan 1989
DEA	samma som modersubstansen (atrazin)	
DIPA	samma som modersubstansen (atrazin)	
benazolin	saknas	Ej godkänd sedan 2003
2,4-D	MPC, Holland	Ej godkänt sedan 1990
cyflutrin	MPC, Holland	Godkänd i Sverige
dikamba	WQG, Kanada	Godkänd i Sverige
diklobenil	saknas	Ej godkänd sedan 1990
BAM	saknas	
diuron	MPC, Holland	Ej godkänd sedan 1992
flamprop	saknas	Ej godkänd sedan 2002
hexazinon	QT, Tyskland	Ej godkänd sedan 1994
ioxinil	saknas	Godkänd i Sverige
lindan (HCH- γ)	MPC, Holland	Ej godkänd sedan 1989
HCH- α	samma som modersubstansen (lindan)	
HCH- β	samma som modersubstansen (lindan)	
prokloraz	MPC, Holland	Godkänd i Sverige
simazin	MPC, Holland	Ej godkänd sedan 1994
terbutryn	MPC, Holland	Ej godkänd sedan 2003
tetradifon	saknas	Ej godkänd sedan 2003

För information om förkortningar hänvisas till Kapitel 13 och för information om angivna riktvärden hänvisas till Bilaga 1.

6. UNDERLAG FÖR INDEXBERÄKNINGAR

De miljöövervakningsbaserade indikatorerna sammanställs utifrån jämförelser mellan uppmätta halter i svenska ytvatten och de svenska riktvärdena. För att uppmätta halter i enstaka undersökningar ska kunna relateras till riktvärdena måste en rad olika faktorer beaktas vid undersökningarnas genomförande. Faktorerna och övrig information om riktvärdena ges i ett tillämpningsdokument på Naturvårdsverkets hemsida (NV, 2004). Tillämpningen av riktvärdena bör i första hand baseras på undersökningar som tagits fram inom övervakningsprogram och i enlighet med beskrivning i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning.

Indikatorframställningarna i denna rapport bygger på de undersökningar som utförs inom det nationella miljöövervakningsprogrammet, för vilket Naturvårdsverket är uppdragsgivare och ansvarig myndighet. Pesticidövervakningen utgör här ett delprogram inom programområde Jordbruksmark där syftet är att fortlöpande undersöka jordbrukets påverkan på yt- och grundvattenkvalitet (Kreuger et al., 2003). Huvudmålet är att följa den långsiktiga förändringen av vattnets kvalitet över tiden. Förslaget till grundstrukturen för övervakningsprogrammet togs fram i samarbete mellan Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen, Jordbruksverket, Sveriges lantbruksuniversitet och Lantbrukarnas riksförbund år 2000, i samband med att ekonomiska medel för den nationella miljöövervakningen för övervakning av miljö- och hälsofarliga kemikalier utökades (Ulén et al., 2002).

Övervakningsdata från programmet som indikatorerna baseras på, redovisas årsvis och tidsintervallet mellan varje indikatorsammanställning bör anpassas efter den befintliga formen av övervakningsdata eller efter andra typer av rapporteringskrav.

6.1 Vemmenhögsområdet

Vemmenhögsåns avrinningsområde i sydvästra Skåne (ca 6 km SV om Skurup) har sedan våren 1990 varit föremål för undersökning av förekomst av bekämpningsmedel i ytvatten. Syftet var att klarlägga olika processer av betydelse för förekomst av bekämpningsmedel i vattenmiljön i jordbrukslandskapet (Kreuger, 2002). Resultaten hämtas från tidsintegrerade mätningar som utförs med hjälp av programmerbara automatiska vattenprovtagare. Proverna insamlas veckovis, med delprov var 80:e minut varvid halten i varje enskilt prov representerar medelhalten under en vecka.

Det totala antalet prover har varierat något över åren men ca 28 prov per år har huvudsakligen samlats in under månaderna maj till november med uppehåll under augusti. Även antalet substanser som undersökts har varierat mellan åren, med som lägst 41 substanser och som högst 92 (se Kapitel 11). De substanser som har inkluderats i analyserna utgör mellan 85-95 % av den i området applicerade mängden, dvs. större delen av den mängd som sprids i området har varit möjligt att analysera.

Dataunderlaget har skapats med kontinuitet och resultaten har hög jämförbarhet år från år. Resultaten från provtagningar lagras numera i relationsdatabasen Access. Vid genomförandet av indikatorberäkningar fanns resultat införda från år 1993-2004.

6.2 Typområden

Inom den nationella miljöövervakningens programområde Jordbruksmark, bedrivs pesticidövervakning i fyra små avrinningsområden, s.k. typområden, sedan 2002. De fyra områdena representerar större jordbruksregioner i olika delar av Sverige och omnämns ofta med en länskod i miljöövervakningssammanhang, Västergötland (O18), Östergötland (E21), Halland (N34) och Skåne (M42) (Kreuger, et al., 2004). Området i Skåne är samma område som presenteras under Kapitel 6.1, Vemmenhögsområdet, som införlivats i den nationella övervakningen.

Dataunderlaget från de fyra avrinningsområdena består av resultat från tidsintegrerade mätningar som insamlas med hjälp av programmerbara automatiska vattenprovtagare. Proverna insamlas veckovis, med delprov var 80:e minut varvid halten i varje enskilt prov representerar medelhalter under en vecka.

De fyra typområdena ligger i jordbruksintensiva områden i olika delar av södra Sverige och speglar sålunda olika odlingsinriktningar, olika jordar och olika väderbetingelser. Däremot är områdena jämförbara med avseende på antalet undersökta substanser och antalet genomförda analyser för varje substans. Totalt samlas det in ca 20 prov per år från varje typområde under månaderna maj till slutet av oktober, med ett uppehåll under augusti då det vanligen är låga vattenflöden. Från området i sydligaste Skåne samlas det dock in ca 28 prov per år eftersom det har en längre växtodlingssäsong än övriga tre områden.

Vattenproverna undersöks med avseende på cirka 80 substanser (Tabell 2). Alla prov analyseras på samma substanser med undantag för vatten från områdena i Halland och

Östergötland (där potatisodling bedrivs) som även undersöktes på en nedbrytningsprodukt (ETU) till ett medel (mankozeb) mot svampangrepp i potatisodling under 2002-2003.

All data lagras i relationsdatabasen Access. Utöver resultat, finns det i databasen uppgifter som datum, analysmetod och detektionsgräns, samt i förekommande fall även bestämningsgräns, för varje specifikt prov. Dataunderlaget för indikatorberäkningarna för typområdena sträcker sig över tre år.

Tabell 2. Översikt över antal provtagningar, antal analyserade substanser, det totala antalet enskilda mätningar (antal prov × antal analyserade substanser), samt de analyserade substansernas procentuella andel av den totala användningen i respektive typområde

År	V-götland				Ö-götland				Halland				Skåne			
	Ant. prov	Ant. subst.	Ant. mätn.	%*	Ant. prov	Ant. subst.	Ant. mätn.	%*	Ant. prov	Ant. subst.	Ant. mätn.	%*	Ant. prov	Ant. subst.	Ant. mätn.	%*
2002	21	76	1596	89%	20	77	1531	62%	19	77	1463	73%	29	76	2036	98%
2003	22	78	1716	92%	22	79	1736	69%	22	79	1733	72%	24	78	1744	97%
2004	19	83	1577	100%	21	83	1743	61%	20	84	1661	66%	29	83	2389	98%

* Analyserade substansers procentuella andel av den totala (mängdmässiga) användningen i respektive typområde.

7. INDIKATORFÖRSLAGEN

De förslag på lämpliga uppföljningsindikatorer som presenterades i en tidigare rapport (Asp & Kreuger, 2004) grundas på metoder och modeller för presentation av mätresultat som påträffades vid en omfattande genomgång av den internationella litteraturen (Asp et al., 2004). Tre av förslagen (Indikatorförslag 7.2, 7.4 och 7.5 i Asp & Kreuger, 2004) bedömdes intressanta att arbeta vidare med och har här testats samt utvärderats på ett större dataunderlag från ytvattenundersökningar. Utvärderingen baseras på jämförelser mellan de svenska riktvärdena och uppmätta halter i svensk miljöövervakning. Två av indikatorerna som utvärderats i denna rapport bygger på indexberäkningar framtagna av experter i USA respektive Kanada.

Beräkningar av pesticidindikatorerna ”Påträffade substanser” (Indikator A) samt de båda toxicitetsindexen (Indikator B och C) baseras alla på data för 12 år från Vemmenhögprojektet, vilket ger underlag för trendanalys. Beräkningarna har även gjorts utifrån 3 års data från fyra olika typområden inom den nationella miljöövervakningen av rester av kemiska växtskyddsmedel i ytvatten för att skapa underlag för analys av jämförelse mellan lokaler.

Halter som ligger mellan detektionsgränsen och bestämningsgränsen anges i analysprotokollen som spårvärden, men har i databasen räknats om till en halt. Denna utgör medelvärdet av detektionsgräns och bestämningsgräns och har inkluderats i indexberäkningarna.

8. INDIKATOR A - PÅTRÄFFADE SUBSTANSER

Indikator A är utformad för att presentera en enkel men översiktlig bild av generell förekomst av bekämpningsmedel i ytvatten. Utfallet speglar förändringar i användningen i stort. Om resultaten visar att det påträffas många olika substanser kan det till exempel tyda på en omfattande användning, felaktig hantering eller på för många lätttrörliga och/eller långlivade medel på marknaden.

Att substanser påträffas i detekterbara halter betyder dock inte alltid att de är tillräckligt höga för att orsaka effekter på vattenlevande organismer. Det är därför intressant med en indikator som också anger andelen substanser vars uppmätta halter vid något tillfälle överskrider riktvärdet. Indikator A visar hur stor andel av analyserade substanser och nedbrytningsprodukter som påträffas i halter högre än detektionsgränsen, samt hur stor andel av dessa som även överskrider riktvärdet (Figur 1 & 2).

Vad som helt utesluts är *i*) hur många gånger varje substans påträffas i halter som överskrider detektionsgräns respektive riktvärde och *ii*) hur nära eller långt ifrån uppmätt halt ligger i förhållande till riktvärdet. Det bör noteras att fynd av substanser som saknar svenska riktvärden eller utländska gränsvärden endast har kunnat inkluderas i kategorin ”fynd över detektionsgräns”.

Både variabeln fynd över detektionsgränsen (i procent av antalet analyserade), och variabeln fynd över riktvärdet (dvs. i ekotoxikologiskt relevanta halter) ger information om kvalitet i undersökta ytvatten.

Indikatorn ger en enkel och översiktlig bild av ytvattenkvalitet vad gäller pesticidförekomst, förutsatt att ett representativt urval av substanser undersökts.

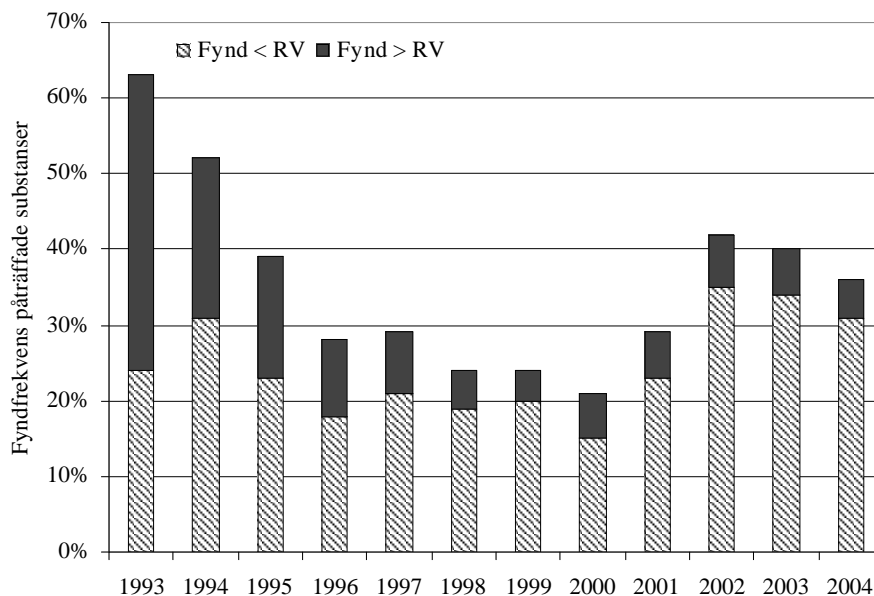
Utfallet påverkas av urvalet av substanser och kan ge en indikation om huruvida rätt substanser eftersöks i miljöövervakningen. Om ett stort antal substanser med liten sannolikhet att påträffas (eller tvärt om med endast ett fåtal med mycket hög sannolikhet att påträffas) ingår i miljöövervakningen kan resultatet komma att snedvridas. Det är därför av stor vikt att urvalet av substanser som undersöks inom miljöövervakningen hålls aktuellt och därmed återspeglar den rådande användningen av växtskyddsmedel i Sverige.

8.1 *Indikator A beräknad för Vemmenhögsområdet och för fyra typområden*

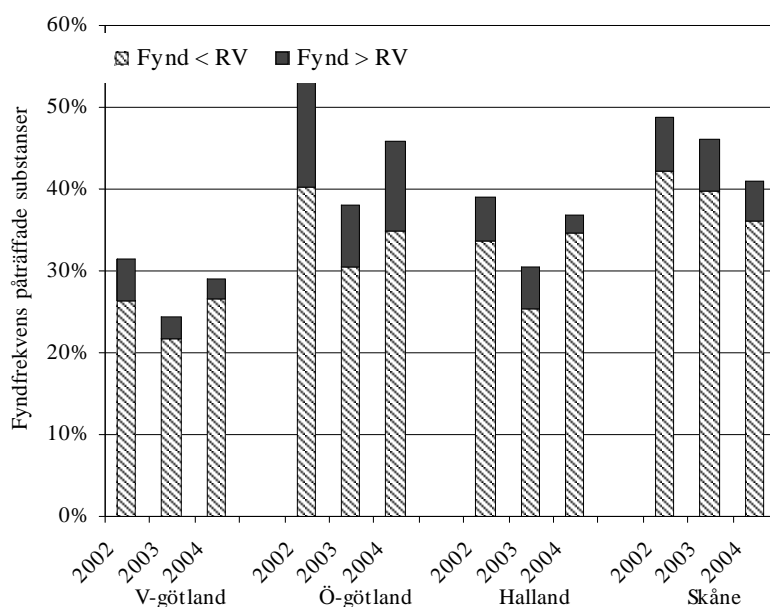
Under de tolv år som presenteras för Vemmenhögsområdet har antalet undersökta substanser utökats väsentligt (se Kapitel 11). Trots detta är trenden tydligt positiv under de första åren med en nära nog halvering av andelen påträffade substanser i vattendraget (Figur 1).

Att fyndfrekvensen åter stiger under 2000-talet beror dels på en utökning av analysomfånget och dels på en successiv sänkning av detektionsgränserna. Till exempel inkluderades herbiciden glyfosat och dess nedbrytningsprodukt AMPA i analyserna år 2001, liksom nedbrytningsprodukten till terbutylazin, DETA. Då glyfosat och terbutylazin användes redan tidigare i området bör detta beaktas vid tolkningen av resultaten. Detsamma gäller substanserna fenoxaprop-P och azoxystrobin vilka analyserades första gången år 2000. Förbättrade analysmetoder med sänkta detektionsgränser och fler analyserade substanser under senare år har lett till att ett större antal substanser kan detekteras i dag än då undersökningarna startade.

Beräkning av Indikator A för de fyra typområdena (Figur 2) visar att ca 25-50% av de undersökta substanserna påträffats vid ett eller flera tillfällen under de tre år som ingår i beräkningarna. Minst antal substanser återfinns i vattenprover från området i Västergötland.



Figur 1. Indikator A beräknad för Vemmenhögsområdet 1993-2004 (andelen påträffade substanser i procent av totala antalet undersökta substanser, 41-92 st/år). Resultatet redovisas uppdelat på hur stor andel substanser som påträffats över detektionsgränsen (men under riktvärdet) och andelen som överskridit sitt riktvärde (RV).



Figur 2. Indikator A beräknad för de fyra typområdena 2002-2004 (andelen påträffade substanser i procent av totala antalet undersökta substanser, 76-84 st/år). Resultatet redovisas uppdelat på hur stor andel substanser som påträffats över detektionsgränsen (men under riktvärdet) och andelen som överskridit sitt riktvärde (RV).

9. INDIKATOR B - AMERIKANSKT TOXICITETSINDEX

Indikator B baseras på en metod för att beräkna toxicitetsindex som har tagits fram och använts av U.S. Geological Survey inom det amerikanska miljöövervakningsprogrammet National Water-Quality Assessment (NAWQA). Metoden benämns där Pesticide Toxicity Index (PTI).

Indexvärdet anger en uppskattad relativ toxicitet orsakad av pesticider och beräknas som summan av toxicitetskvoter, dvs. uppmätt halt för varje påträffad substans, dividerad med riktvärdet för respektive substans. Halten av bekämpningsmedlet uttrycks i samma enhet som riktvärdet. En hög kvot anger en hög toxicitet (Ekvation 1).

$$PTI = \sum_{i=1}^n \frac{E_i}{RV_i} \quad (1)$$

PTI =	Pesticide Toxicity Index (toxicitetsindex)
E_i =	Halt av bekämpningsmedel i
RV_i =	Riktvärde för bekämpningsmedel i
n =	Antalet bekämpningsmedel

Med detta index ges ett generellt mått på toxicitet genom att uppmätta pesticidkoncentrationer relateras till riktvärdet. Toxicitetsindex kan användas i övervakning av rådande tillstånd men är även tillämpligt för bevakning av förändringar i potentiell toxicitet över tid vid en och samma provpunkt (Munn et al., 2001). Framställningen nedan (Figur 3 & 4) visar exempel på hur det kan användas i trendanalys över längre tid samt på hur det kan användas för jämförelser mellan olika lokaler.

9.1 Avvikelser från amerikansk metod

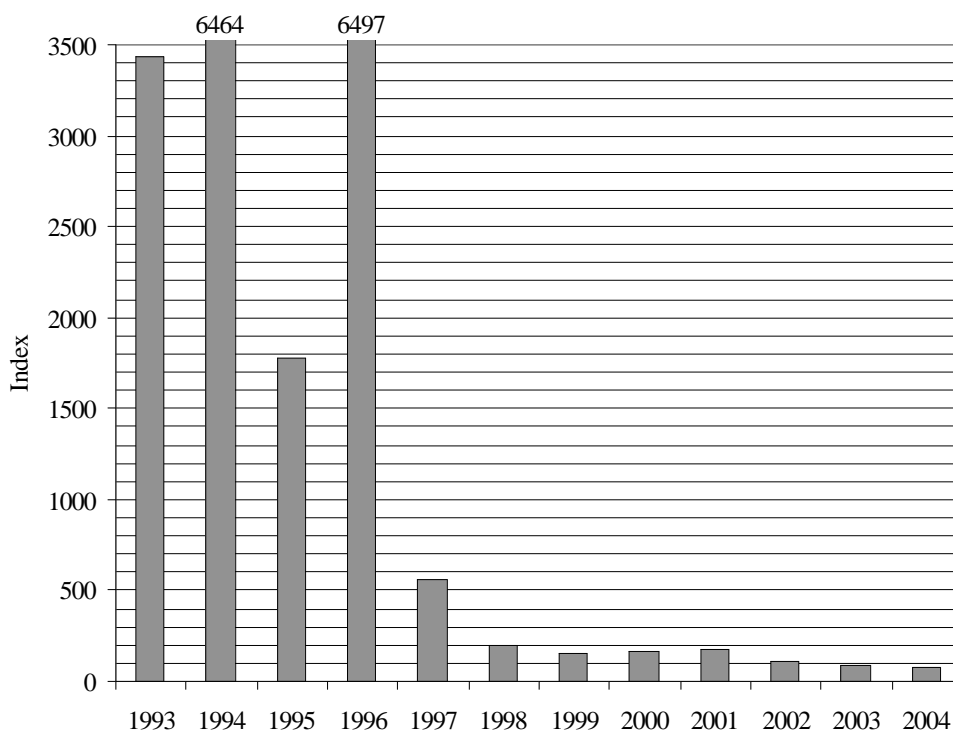
Vid utveckling av denna indikator (B) för svenska förhållanden har vissa avvikelser gjorts från den amerikanska metoden. I ursprungsmetoden tas toxicitetsindex fram för en taxonomisk grupp som bedöms relevant för provplatsen. Ett medianvärde beräknas utifrån akut toxicitetsdata från utvärderade studier för en eller flera av de tre grupperna hinnkräftor, strandzonslevande invertebrater och sötvattenarter av fisk. Metoden anses även kunna modifieras för att tillämpas på kombinerade toxicitetsdata för flera organismer samt för att inkludera andra typer av toxicitet (t.ex. persistens och bioackumulering).

Till skillnad från den amerikanska metoden som sålunda baseras på medianvärden, beräknas det svenska toxicitetsindexet (indikator B) med hjälp av svenska riktvärden. Dessa utgör en sammanvägning av utvärderade toxicitetsstudier för olika vattenlevande organismer och är avsedda att skydda också den känsligaste organismen i vattensystemet (European Commission, 2001).

I USA har toxicitetsindex för växtskyddsmedel tillämpats på mätstationer (NAWQA) med 2-4 momentana prov per månad (under avrinningsäsong, 2 prov/månad under övriga månader). Risken att underskatta potentiell toxicitet är dock stor vid momentan provtagning, varför författarna till metoden påpekar att PTI även kan beräknas utifrån medelhalter från valda tidsperioder (Munn et al., 2001).

Toxicitetsindex för växtskyddsmedel beräknas här utifrån alla uppmätta halter av substanser och nedbrytningsprodukter med riktvärde som uppmätts under ett år.

9.2 Indikator B beräknad för Vemmenhögsområdet



Figur 3. Indikator B (amerikanskt toxicitetsindex) baserad på 12 års miljöövervakningsdata från Vemmenhögsområdet.

De beräknade indexvärdena baseras på data från Vemmenhögsområdet från år 1993-2004. Indexberäkningarna visar en sjunkande trend för de undersökta åren (Figur 3). Inga markanta förändringar i antalet substanser som bidrar till indexvärdet har skett över 12-årsperioden (Tabell 7). Resultatet av beräkningarna visar sålunda att en markant förbättring skett (genom ett sjunkande index) när det gäller frekvens och halter av de mest toxiska substanserna i vatten från området. Man kan sålunda konstatera att inte endast halterna har minskat (Kreuger, 2002) utan också den möjliga risk dessa halter kan utöva på det akvatiska ekosystemet har sänkts kraftigt under 12-årsperioden.

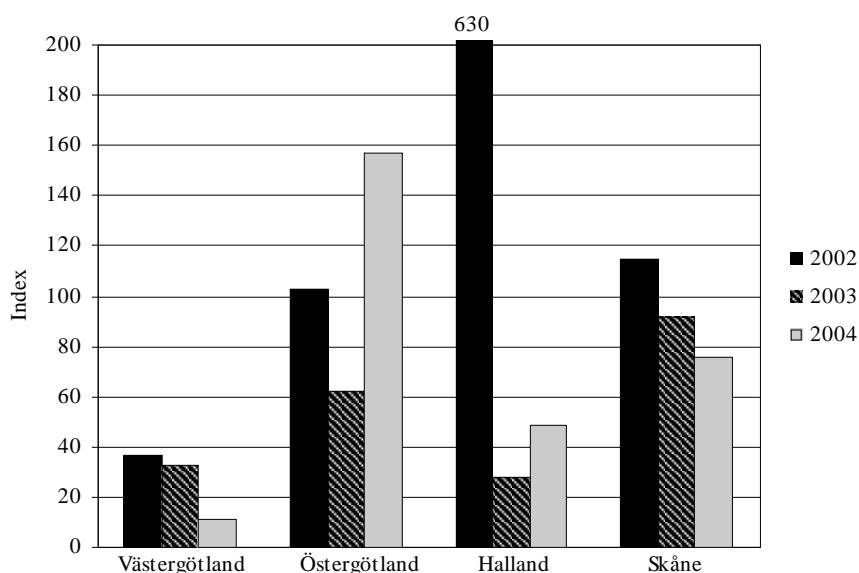
Genom att undersöka olika substansers procentuella bidrag till indexvärdet kan man enkelt fastställa vilken eller vilka substanser som med avseende på toxicitet och halt utgör störst hot mot vattenmiljön. Herbiciden terbutylazin representerar under alla åren en av de tre mest bidragande substanserna till indexvärdet (Tabell 3). Vanligt förekommande bland de tre mest bidragande substanserna är också isoproturon, fenpropimorf, metazaklor samt nedbrytningsprodukten till terbutylazin, DETA.

Tabell 3. Substanser med störst procentuellt bidrag till årliga indexvärden (indikator B) för Vemmenhögsområdet 1993-2004

Årtal	Substans	Bidrag till index	Årtal	Substans	Bidrag till index
1993	cyflutrin	35%	1999	terbutylazin	73%
	terbutylazin	28%		isoproturon	16%
	fenpropimorf	21%		metamitron	8%
1994	terbutylazin	45%	2000	terbutylazin	76%
	esfenvalerat	31%		isoproturon	11%
	metazaklor	16%		pirimikarb	7%
1995	terbutylazin	60%	2001	terbutylazin	34%
	metazaklor	31%		fenpropimorf	29%
	fenpropimorf	4%		isoproturon	28%
1996	cyflutrin	65%	2002	DETA	34%
	terbutylazin	29%		terbutylazin	27%
	fenpropimorf	3%		isoproturon	21%
1997	terbutylazin	69%	2003	DETA	29%
	cyanazin	11%		terbutylazin	23%
	fenpropimorf	8%		aklonifen	15%
1998	terbutylazin	81%	2004	terbutylazin	26%
	isoproturon	8%		DETA	24%
	metazaklor	5%		isoproturon	23%

För information om förkortningar hänvisas till Kapitel 13.

9.3 Indikator B beräknad för fyra typområden



Figur 4. Indikator B (amerikanskt toxicitetsindex) baserad på 3 års miljöövervakningsdata från fyra typområden.

De beräknade indexvärdena baseras på data från miljöövervakningen i de fyra typområdena i Västergötland, Östergötland, Halland och Skåne. Den undersökta tidsperioden är för kort för att ange trender i de olika typområdena. De substanser som med avseende på toxicitet och halt utgör störst potentiellt hot mot vattenmiljön är de substanser vars sammanlagda toxicitetskvot

procentuellt bidrar mest till indexvärdet. Dessa substanser varierar för de olika typområdena, men utgörs framförallt av herbicider (Tabell 4). I Halland och Skåne utgör fynd av DETA (nedbrytningsprodukten till terbutylazin) alla tre år, det högsta eller näst högsta bidraget till indexvärdet. I Östergötland gäller samma sak för herbiciden metsulfuronmetyl. I Västergötland förekommer tifensulfuronmetyl bland de tre mest bidragande substanserna till indexvärdet alla tre åren.

Tabell 4. Substanser med störst procentuellt bidrag till årliga indexvärden (indikator B) för de fyra typområdena 2002-2004

År	Substans	Bidrag till index	År	Substans	Bidrag till index
V-götland			Halland		
2002	tifensulfuronmetyl	61 %	2002	esfenvalerat	95 %
	tribenuronmetyl	11 %		DETA	2 %
	isoproturon	5 %		tifensulfuronmetyl	<1 %
2003	metazaklor	60 %	2003	DETA	40 %
	tifensulfuronmetyl	21 %		terbutylazin	19 %
	cyanazin	6 %		metamitron	14 %
2004	isoproturon	24 %	2004	rimsulfuron	61 %
	metazaklor	22 %		DETA	16 %
	tifensulfuronmetyl	19 %		metribuzin	9 %
Ö-götland			Skåne		
2002	cyanazin	28 %	2002	DETA	34 %
	metsulfuronmetyl	20 %		terbutylazin	27 %
	sulfosulfuron	13 %		isoproturon	21 %
2003	metazaklor	31 %	2003	DETA	29 %
	metsulfuronmetyl	30 %		terbutylazin	23 %
	tifensulfuronmetyl	10 %		aklonifen	15 %
2004	metsulfuronmetyl	33 %	2004	terbutylazin	26 %
	isoproturon	27 %		DETA	24 %
	cyanazin	11 %		isoproturon	23 %

För information om förkortningar hänvisas till Kapitel 13.

Insekticiden esfenvalerat påträffades vid ett tillfälle år 2002 i Halland. Eftersom denna substans har ett förhållandevis lågt riktvärde ger fyndet ett stort utslag och representerar 95 % av indexvärdet. Lägst toxicitetsindex av alla lokaler har Västergötland år 2004. Detta trots att antalet påträffade substanser var fler än under föregående år. Antal fynd för de påträffade substanserna har minskat i många fall, liksom halterna.

Några av de substanser som påträffas mest frekvent inom miljöövervakningsprogrammets undersökningar av pesticider i jordbruksbäckar återfinns aldrig över sitt respektive riktvärde och bidrar därför endast i mycket liten utsträckning till toxicitetsindexet (Tabell 5). Substanser som inte överskrider riktvärdet bidrar ändå i någon mån till indexet, hur myckert de bidrar beror på hur nära riktvärdet som de uppmätta halterna ligger.

Tabell 5. Procentuellt bidrag till ett gemensamt toxicitetsindex (indikator B) för de vanligast förekommande substanserna i de fyra jordbruksbäckarna år 2004

Substans	Fyndfrekv > det.gr	Bidrag till sammanlagt index
bentazon	99 %	0,2 %
glyfosat	82 %	0,9 %
MCPA	80 %	0,4 %
klopyralid	68 %	0,4 %

10. INDIKATOR C – KANADENSISKT TOXICITETSINDEX

Indikator C baseras på en metod för att beräkna toxicitetsindex som har tagits fram och använts av the Water Quality Index Technical Subcommittee under Kanadas miljöministerråd, Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). I Kanada används benämningen Water Quality Index (WQI, <http://www.ccme.ca/sourcetotap/wqi.html>).

10.1 Indexvärdets omfattning med avseende på vattentyp, kvalitetsvariabler och tid

Indexvärdets omfattning i form av vattenförekomster (t.ex. vattendrag, flodsträcka eller sjö) och tidsperiod kan variera och bestäms utifrån enskilda användares behov. Vattenförekomsten kan således utgöras av enbart en lokal (t.ex. mätstation på en bestämd flodsträcka) eller av ett antal olika lokaler (t.ex. i genomströmning av en sjö) om tillräckligt med data finns. Minst fyra variabler som undersökts minst fyra gånger krävs för beräkningen. Ju fler punkter som kombineras, desto mer generell blir bedömningen.

Metoden är flexibel även med avseende på antal och typ av kvalitetsvariabler och kalkylprogrammet som används för att beräkna det kanadensiska toxicitetsindexet tillåter användaren att bestämma variabler och ansvara för indexets primära utformning. Utöver bekämpningsmedel ingår också en rad andra variabler såsom metaller, pH, total-P och bakterier vilka sammanförs under indexet.

Innan kanadensiskt toxicitetsindex beräknas ska tidsperiod, vattenförekomst och variabler i form av lämpliga riktvärden att inkludera i indexvärdet vara definierade. Lämpliga vattenkvalitetsvariabler väljs för den specifika regionen och får avgörande betydelse för bedömningen av vattenkvaliteten i regionen. Om endast ett fåtal variabler inkluderas, vars riktvärden oftast överskrids, kommer bilden av vattenkvaliteten att skilja sig mycket från den bild som ges om istället ett större antal variabler väljs varav endast ett fåtal kanske överskrider riktvärdena. Det är därför av stor vikt att kvalitetsvariabler utses med omsorg (CCME, 2001).

10.2 Beräkning av kanadensiskt toxicitetsindex

Avgörande för vilken påverkan bekämpningsmedelsrester i ytvatten har på vattenlevande organismer är inte enbart den halt av varje enskild substans som organismen exponeras för i ett prov utan kan även relateras till vilken kombination av substanser som organismen exponeras för och tiden under vilken den exponeras.

Vid beräkning av det kanadensiska indexvärdet kombineras övervakningsdata för hur många substanser vars riktvärden överskrids med hur mycket och hur ofta riktvärdet överskrids för varje substans. Enligt ursprungsmetoden beräknas toxicitetsindexet utifrån Canadian Water Quality Guidelines (WQG). Värdena är i likhet med svenska riktvärden effektbaserade och avsedda att skydda alla former av akvatiskt liv och akvatiska livscyklar.

Toxicitetsindex för växtskyddsmedel för svenska förhållanden, baserat på den kanadensiska metoden, grundas på uppmätta halter inom miljöövervakningen i jämförelse med svenska riktvärden (utländska riktvärden har använts för 14 substanser och nedbrytningsprodukter).

Beräkningen består av en matematisk kombination av de tre faktorerna:

- F1. Omfattning. Antalet substanser vars riktvärden överskrids
- F2. Frekvens. Frekvensen med vilken de olika riktvärdena överskrids
- F3. Amplitud. Sammanlagda storleken av alla överskridande halter

När faktorerna F_1 , F_2 och F_3 är kända beräknas slutligen toxicitetsindexet. Faktorerna sammanfattas för att uttrycka vattenkvaliteten i ett enda värde mellan 0 och 100. Alla beräkningar utförs i ett kalkylprogram (Excel med macron) som finns att ladda ner från CCMEs hemsida (http://www.ccme.ca/ourwork/water.html?category_id=42). För närmare beskrivning av metodens utformning och beräkningar hänvisas till Asp et al. (2004) och Asp & Kreuger (2004).

10.3 Användning av toxicitetsindex i Kanada

I Kanada används indexvärdet i ett rankingssystem där värdet 0 representerar mycket dålig vattenkvalitet och värdet 100 utmärkt vattenkvalitet (nära naturlig nivå). Enligt ett femskaligt schema rankas vattenförekomsten som utmärkt, god, ansenlig, marginellt förorenad eller dålig (Tabell 6).

Tabell 6. Kvalitetsklassning i fem kategorier baserad på uträknade indexvärden (enligt kanadensisk metod) efter CCME (2001)

Kvalitetsbenämning	Indexvärde	Kommentar
Utmärkt	95 - 100	Frånvaro av hot eller försämring, rådande vattentillstånd är bra och väldigt nära naturlig nivå
God	80 - 94	Mindre grad av hot eller försämring, där vattnets tillstånd knappt skiljer sig från naturlig och önskvärd nivå
Ansenlig	65 - 79	Stundvis hotat eller försämrat vatten, där tillstånd ibland skiljer sig från naturlig och önskvärd nivå
Förorenad	45 - 65	Frekvent hotat eller försämrat vatten där tillstånd ofta skiljer sig från det naturliga och önskvärd nivå
Dålig	0 - 44	Ständigt hotat eller försämrat vatten där tillståndet vanligtvis skiljer sig från naturligt och önskvärd nivå

10.3.1 Flexibilitet – metodens styrka och svaghet

Kanadensiska toxicitetsindex har sedan 2001 använts av enskilda territorier och provinser där det beräknats för substanser/variabler relevanta för lokalen. Indexberäkningarna baseras på guidelines framtagna av provinserna och delstaterna själva. Guidelines är framtagna för olika kategorier av vatten med hänsyn till i vilket syfte vattenkvalitet ska undersökas. Därför kan index beräknas separat för t.ex. dricksvatten, akvatiskt liv och fiskevatten genom att uppmätta halter relateras till olika typer av guidelines.

Indexberäkningarna i Kanada baseras på kombinerade variabler och avser inte vattenkvalitet enbart med avseende på toxiska substanser, utan gäller även andra parametrar som t.ex. total-P, pH, temperatur och löst organiskt C (Environment Canada, 2003).

Metoden utvärderas nu för implementering på mer nationell nivå. De medlemsstater som implementerat toxicitetsindex är överens om att metoden är ett lämpligt redskap för förmedling av komplex vattenkvalitetsinformation och är positiva till ett integrerat index för ett nationellt miljöinformationssystem. Detta skulle innebära omfattande justeringsarbete för att samordna index och övervakningsprogram i olika stater så de blir mer likvärdiga. I vissa provinser och territorium har dock metoden betraktats som tidsödande och svårförklarad för allmänheten.

Metodens flexibilitet bedöms vara både dess styrka och största svaghet. Nya variabler kan skjutas till om förändringar i dem är av intresse, och index kan beräknas för grupperade indata. Framförallt tillåter metoden att index baseras på variabler som är lokalt intressanta. Detta ökar dessvärre risk för bias och möjliggör manipulering av index om urvalet av variabler sker på ett subjektivt sätt. Faktorn F_1 har i en del fall visat sig driva resultatet för mycket. I andra områden har faktorn F_2 ansetts vara problematisk, då sannolikheten att uppmäta en halt som överskrider en guideline är starkt förknippad med mätfrekvensen, dvs. ju tätare mätningar desto större sannolikhet för överskridanden. Vissa variabler (ex nitrit) visade sig för en del provinser ha stor inverkan på indexvärdet. Flexibiliteten med avseende på urval av variabler kan också försvåra jämförelser mellan index beräknade för olika lokaler.

Problem har dykt upp i klassning av vattenkvalitet med kategorisering enligt schemats fem klasser (Tabell 6). Exempelvis har kategorierna "God" och "Marginellt förorenad" ibland betraktats som för breda. Man har också stött på förvirring beträffande syftet med indexet. Indexvärden beräknade för akvatiskt liv ska inte jämföras med exempelvis index för en sjö (beräknat med guidelines för fiskevatten). Frågor har dykt upp om huruvida toxicitetsindex skapats för att informera allmänheten eller för att uppmana till åtgärder. Det har även diskuterats huruvida tanken är att alla tänkbara variabler ska vägas in eller bara de som indikerar stress orsakad av antropogen påverkan (CCME, 2004).

Om guidelines för en variabel saknas har rekommendationen varit att använda internationella guidelines i den mån sådana existerar. I annat fall bör variabeln uteslutas.

10.3.2 Toxicitetsindex i Kanada framöver

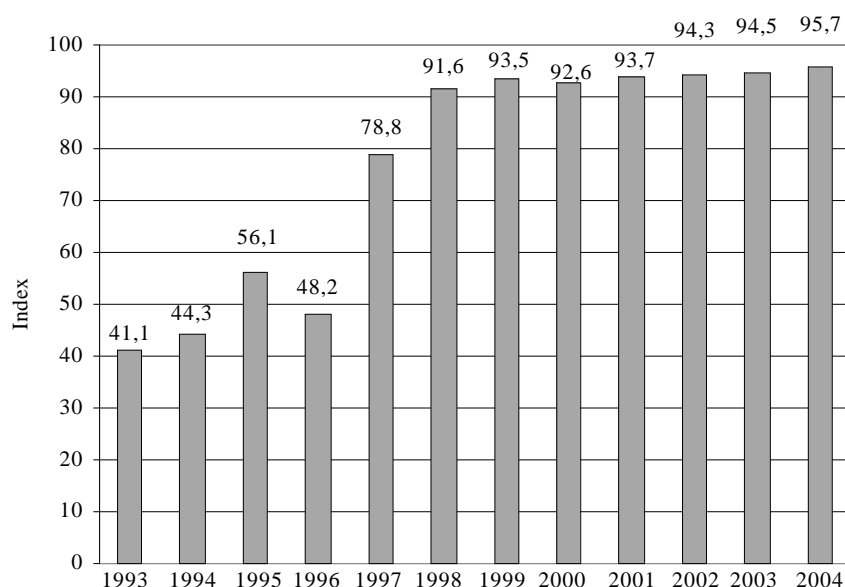
Fördjupad vägledning krävs framöver för att främja en mer konsekvent och effektiv användning av toxicitetsindex i Kanada. Analyser och pilotstudier ska utföras för att fastställa optimalt antal variabler och prov, lämplig provtagningsfrekvens och indexperiodens längd. Enligt en föreslagen procedur för att utse relevanta variabler, ska en grunduppsättning variabler rekommenderas i de fall då informationen om vattnets status är knapp och påverkan från lokala naturliga och antropogena stressfaktorer är okänd. Variablerna ska enbart ge en första uppfattning om vattenkvaliteten och det är inte möjligt eller lämpligt att använda alla rekommenderade variabler. I nästa steg kan en lista med kärnvariabler för området tas fram. Listan ska stämma bra överens med övervakningen av vattenkvalitet och med listor i andra jurisdiktioner. En expert på området vattenkvalitet ska konsulteras för bedömning av listan. När listan fastställts ska rutiner för regelbunden granskning och uppdatering av listan tas fram. Genom att ett konsekvent tillvägagångssätt följs i urvalet av variabler och med detaljerade rapporter ska även jämförelser mellan olika lokaler underlättas. Man upplever också att metoden måste förklaras mer. I rapporteringen ska resultaten förklaras i text och sättas i sammanhang. Speciella metoder för trendanalyser måste utformas och metodens syfte och begränsningar bör lyftas fram mer.

Övervakningssystemen i Kanada är under utveckling med nya strategier för rapportering och kommunikation staterna emellan. Ett öppet datasystem och en nationell databas har diskuterats, liksom ett nationellt övervakningsavtal för att kunna likställa övervakningsdesign (t.ex. provtagningsfrekvens, period) och rapportering (CCME, 2004).

10.4 Indikator C beräknad för Vemmenhögsområdet

De beräknade indexvärdena baseras på data från Vemmenhögsområdet från år 1993-2004 (Figur 5). Alla halter högre än detektionsgränsen som uppmätts under respektive år är inkluderade i beräkningen. Indexvärdet har beräknats utifrån riskrelaterade svenska riktvärden för halter av substanser som har riktvärden. För 14 substanser och nedbrytningsprodukter som saknar svenska riktvärden har utländska riktvärden använts. Nedbrytningsprodukter utan riktvärden har jämförts med svenskt riktvärde eller utländsk ekotoxikologisk nivå för modersubstansen.

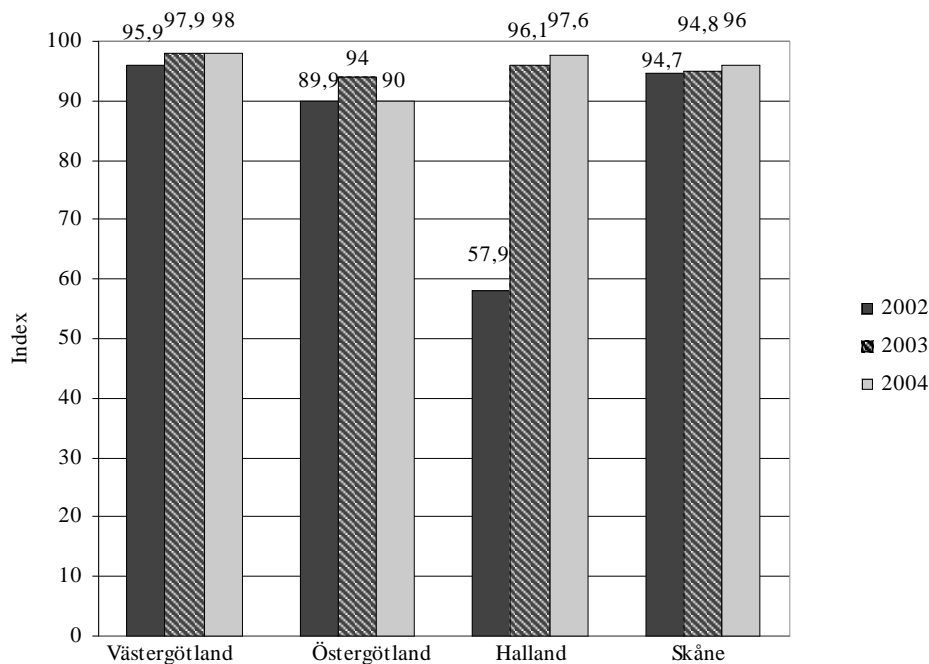
Beräkningen av toxicitetsindexet baserat på den kanadensiska modellen visar ett stigande indexvärde och därmed en positiv trend under den undersökta 12-årsperioden. Den positiva utvecklingen går i princip att följa i sjunkande värden för de tre faktorerna F_1 , F_2 och F_3 (Bilaga 2).



Figur 5. Indikator C (kanadensiskt toxicitetsindex) baserad på 12 års miljöövervakningsdata från Vemmenhögsområdet.

10.5 Indikator C beräknad för fyra typområden

De beräknade indexvärdena baseras på data från miljöövervakningen i de fyra typområdena i Västergötland, Östergötland, Halland och Skåne (Figur 6).



Figur 6. Indikator C (kanadensiskt toxicitetsindex) baserad på 3 års miljöövervakningsdata från fyra typområden.

Den undersökta tidsperioden är för kort för att ange trender i de olika typområdena, men speglar vissa skillnaderna dem emellan. Högst toxicitetsindex (dvs. bäst vattenkvalitet med avseende på växtskyddsmedel) av alla områden har Västergötland och Halland år 2004 då endast två fynd i halter över riktvärdet påträffades i respektive lokal. Östergötland har genomgående en relativt hög faktor F_1 (Bilaga 3), vilket betyder att antalet substanser vars riktvärden överskridits är relativt hög.

Indexvärden för de olika typområdena ligger i ungefär samma storleksordning med undantag för Halland år 2002. Det låga indexvärdet år 2002 kan härledas till fyndet av insekticiden esfenvalerat som detta år påträffades i en halt 600 gånger högre än riktvärdet. Fyndet medförde att faktor F_3 fick en stor inverkan på index (Bilaga 3) vilket förklarar det låga värdet.

11. DISKUSSION

11.1 Korrelation metoderna emellan

De båda indexmetoderna (indikator B & C) visar en positiv trend för Vemmenhögsområdet tidsperioden efter år 2000. Denna positiva trend går inte att följa i indikator A som visar att antalet påträffade substanser ökar efter år 2000.

Bäst ytvattenkvalitet år 2004 har enligt båda indexmetoderna uppnåtts år i området i Västergötland. Östergötland har genomgående en hög faktor F_1 (Bilaga 3). Det betyder att antalet substanser vars riktvärden överskridits är hög. Att relativt många olika substanser uppmätts i halter högre än riktvärden detta år, åskådliggörs även i den första indikatorframställningen (indikator A) (Kapitel 6).

Trots att de båda indexmetoderna åskådliggör en positiv trend för Vemmenhögsområdet under perioden följer de inte exakt samma utveckling över de 12 åren. Inte heller för typområdena uppvisar de båda metoderna exakt samma utveckling för de senaste tre åren. Att utvecklingen inte helt korrelerar beror av att metoderna baseras på skilda faktorer.

För indikator C speglas samma resultat i Vemmenhögsområdets tre senare år (Figur 3), som för typområdet Skåne år 2002-2004 (Figur 4). Index för de tre åren visar emellertid inte exakt samma värden. Anledningen är att i beräkningar för typområdena utgörs underlaget av fyra substanser fler än i beräkningar för Vemmenhögsområdet. De fyra substanserna hade aldrig påträffats i Vemmenhögsområdet varför de exkluderades från beräkningarna för Vemmenhögsområdet (Bilaga 2 & 3). I beräkningar för jämförelse mellan typområden kunde substanserna inte exkluderas eftersom de påträffats i andra typområden. Skillnaden i indexvärdena visar hur den bild av vattenkvalitet som ges med indikator C, påverkas av urvalet substanser i underlagsdata. Tillägget av fyra substanser för vilka riktvärdena aldrig överskreds medförde en liten ökning i det kanadensiska toxicitetsindexet (vilket innebär bättre ytvattenkvalitet).

11.2 Underlagets påverkan

Den första indikatormodellen (indikator A) visar en trend mot minskad andel påträffade substanser av alla undersökta substanser i Vemmenhögsområdet fram till år 2000. Åren är dock inte riktigt jämförbara med avseende på antalet substanser som undersökts i området, vilket mer än fördubblats under tidsperioden. Även substanser med riktvärden som undersökts och ingår i indikatorn, har ökat i antal (med ca 20 substanser) från år 1993 till 2004. En uppgång åskådliggörs i andelen påträffade substanser efter år 2000 (Tabell 7), då bland annat herbiciden glyfosat med nedbrytningsprodukten AMPA lades till i analyserna, liksom nedbrytningsprodukten till terbutylazin, DETA. Under senare år har också analysmetoder förbättrats vilket möjliggjort sänkta detektionsgränser för flera analyserade substanser, och i viss mån har detta inverkat på utvecklingen i Vemmenhögsområdet (Figur 1). Fler substanser kan detekteras i dag än då undersökningarna startade.

Indikator B baseras på alla uppmätta halter av substanser som kan jämföras med riktvärden. Trots att antalet undersökta substanser varierat mellan åren är antalet påträffade substanser som kan jämföras med riktvärden (dvs. de som beräkningar av amerikanska toxicitetsindex för växtskyddsmedel baseras på) relativt lika över tiden.

Till grund för beräkning av indikator C ligger istället de halter som överskrider riktvärden. Antalet överskridande fynd har sjunkit över åren trots en liten ökning i antalet undersökta substanser och antalet prov (Tabell 7).

Tabell 7. Antal undersökta substanser, antal analyserade prov, antal påträffade substanser med riktvärden (RV), som ligger till grund för indexvärdet i indikator B, samt antalet fynd över riktvärden (RV), som ligger till grund för indexvärdet i indikator C för Vemmenhögsområdet

År	Antal undersökta substanser	Antal prov ¹	Antal påträffade substanser med RV	Antal fynd över RV
1993	41	17	24	90
1994	48	20	22	71
1995	49	21	18	60
1996	87	22	23	75
1997	87	20	23	61
1998	92	26	20	37
1999	85	25	17	27
2000	89	29	17	36
2001	90	38 ²	22	40
2002	76	29	29	39
2003	78	24	24	25
2004	83	28	24	17

¹ Några få substanser har inte analyserats i alla prov insamlade under en säsong beroende på analystekniska begränsningar.

² Insamlingen pågick maj 2001-april 2002.

11.3 Substanser vars fynd bedömts utifrån utländska riktvärden

Äldre substanser vars godkännande upphört i Sverige undersöks fortfarande, och påvisas ibland också, inom miljöövervakningen (atrazin, med nedbrytningsprodukterna DEA och DIPA, lindan och 2,4-D) (se Kapitel 3). Uppmätta halter av dessa substanser visar sig, i indexberäkningarna, ligga relativt långt under holländska MPC. Vissa fynd ovan utländska riktvärden har däremot påvisats för diuron, som förbjöds i Sverige 1992, samt för hexazinon och simazin, som förbjöds i Sverige 1994.

Även för några i Sverige godkända substanser, som undersökts och påträffats i miljöövervakningen, har svenska riktvärden saknats. Detta gäller dock endast tre substanser, cyflutrin, dikamba och ioxinil, för vilka endast enstaka fynd har gjorts. Uppmätta halter av insekticiden cyflutrin har påvisats i halter högre än holländska Maximum Permissible Concentration (MPC) medan herbiciden dikamba inte överskridit MPC. För ioxinil har emellertid inget riktvärde återfunnits i den internationella litteraturen varför ingen jämförelse kunnat göras.

11.4 Bortfall från indikatorframställningar

Ett fåtal godkända bekämpningsmedel med relativt hög användning har, på grund av analystekniska och ekonomiska skäl, ännu inte inkluderats i övervakningen och kan betraktas som bortfall av underlagsdata för indexberäkningar. Detta gäller främst några svampmedel inom potatisodlingen, huvudsakligen fluazinam och propamokarb.

För fem substanser (benazolin, diklobenil, flamprop, ioxinil och tetradifon) och en nedbrytningsprodukt (BAM) som vid enstaka tillfällen (undantaget BAM som påträffats regelbundet) påträffats i miljöövervakningens ytvattenundersökningar fanns inga riktvärden att jämföra de uppmätta halterna med. Beroende på nivån på riktvärdet för BAM hade eventuellt fynd av denna substans kunnat påverka indexberäkningarna. För övriga fyra substanser, med endast enstaka fynd, har det sannolikt inte haft någon betydelse alls för beräkningarna.

11.5 Substanser vars detektionsgräns är högre än riktvärden

För att basera en indikator på riktvärden bör en stor del av substanserna vara möjliga att detektera i halter strax under eller lika med riktvärdet. Resultat från miljöövervakningen år 2003 visar att detektionsgränsen låg upp till två tiopotenser högre än de angivna riktvärdena för åtta av de undersökta substanserna. Dessa substanser kan således förekomma i ekotoxikologiskt relevanta halter i miljön, utan att det är möjligt att påvisa närvaro genom kemiska analyser. Detta gällde sex insektsmedel (alfacypermetrin, cypermetrin, deltametrin, esfenvalerat, karbosulfan och lambda-cyhalotrin) och två ogräsmedel (metsulfuronmetyl och rimsulfuron) (Tabell 8). Då eventuella halter mellan riktvärdet och detektionsgränsen inte kan detekteras för dessa substanser kan detta ses som ett bortfall i underlagsdata för indexberäkningarna. Arbetet inom miljöövervakningen med att anpassa detektionsgränsen i förhållande till riktvärdet för dessa substanser bör sålunda påskyndas.

Tabell 8. Substanser som ingått i beräkningarna vars detektionsgräns (2003) var högre än dess riktvärde (RV)

Substans	Typ av medel	Detektionsgräns µg/l	RV µg/l
alfacypermetrin	insekticid	0,02	0,001
cypermetrin	insekticid	0,02	0,0002
deltametrin	insekticid	0,01	0,0002
esfenvalerat	insekticid	0,02	0,0001
karbosulfan	insekticid	0,02	0,01
lambda-cyhalotrin	insekticid	0,02	0,006
metsulfuronmetyl	herbucid	0,01	0,003
rimsulfuron	herbucid	0,02	0,01

12. UTVÄRDERING

Indikator A, "Påträffade substanser", ger en enkel men översiktlig bild av ytvattenkvalitet vad gäller pesticidförekomst och utvecklingen över tiden. Den svarar också mot målet att halter av naturfrämmande ämnen ska vara nära noll och kan därför utgöra ett bra komplement till en indikator som baseras på index kopplat till riktvärden. Jämförbarhet över tid och tillförlitlighet förstärks av jämbördigt urval av substanser år från år, men också av att urvalet alltid är representativt för de substanser som används.

Utvärdering av ytvattenkvalitet med hjälp av den amerikanska indexmetoden (indikator B) ger värden där höga tal innebär en högre relativ toxicitet, medan det är tvärt om för den kanadensiska metoden (indikator C) där höga indexvärden innebär en god vattenkvalitet. Metoderna innebär med nödvändighet vissa generaliseringar som att pesticidtoxicitet är additiv, vilket inte är givet, samtidigt som de inte heller beaktar eventuella interaktioner substanserna emellan (t ex. synergism eller antagonism), vilket heller inte kan uteslutas.

Eftersom indikator C normaliseras till ett tal mellan 0 och 100 ger metoden mindre fluktuationer mellan åren. Med metoden viktas de tre betydelsefulla faktorerna; antal substanser vars riktvärden överskrids, antalet tillfällen riktvärden för varje enskild substans överskrids, samt med hur mycket respektive riktvärde överskrids. Metodens styrka är att indexvärdet förändras i direkt proportion till förändringar av de tre relevanta faktorerna.

Till grund för beräkningar av indikator C ligger halter som överskrider riktvärden, i förhållande till alla undersökta halter. Metoden blir därför känslig för urvalet av substanser i underlagsdata. Väljs ett stort antal substanser för vilka endast ett fåtal påträffas i halter högre

än riktvärdena ges ett betydligt högre index än om ett mindre antal substanser som ofta överskrider riktvärden, utgör beräkningsunderlag. Trendanalyser med metoden blir inte helt tillförlitliga om metoden ständigt utvecklas och förändras med avseende på antal och urval av undersökta substanser. Då pesticidanvändningen ständigt förändras med avseende på substansval, där vissa tillkommer och andra försvinner, kan det innebära vissa svårigheter med tolkning av indikatorn över tiden,

Beräkningar av amerikanska toxicitetsindex (indikator B) baseras istället på alla påträffade fynd, oavsett om halterna överskrider riktvärden eller inte. Indexvärdet kan inte snedvridas lika lätt av undersökta prover utan fynd, vilket gör metoden mer oberoende av ett standardiserat urval av substanser och därmed mer flexibelt.

Alla uppmätta halter av påträffade substanser ger ett bidrag till värdet (indikator B), proportionsenligt med den risk förekomsten medför. Bekämpningsmedel med hög toxicitet (låga riktvärden) kan förväntas få stor inverkan på indexvärdet, även om halten är låg i jämförelse med andra pesticider.

Utvärderingen av de tre indikatorerna talar för en fortsatt användning av indikator B. Med indikator B kan vattenkvalitet uppskattas med avseende på rådande kvalitet samtidigt som den åskådliggör förändringar i potentiell toxicitet över tid vid en och samma provpunkt. Genom att undersöka olika substansers procentuella bidrag till indexvärdet kan man med metoden också identifiera problemsubstanser (dvs. de substanser som med avseende på potentiell toxicitet i förhållande till uppmätta halter utgör störst risk för negativ påverkan på vattenmiljön).

Indexberäkningar erbjuder lättanvända uppföljnings- och presentationsredskap som sammanfattar och bygger på de viktigaste parametrarna för vattenkvalitet med avseende på förekomst av bekämpningsmedel. Metoderna kan dock vara svårbegripliga för icke insatta. Beräkningar av toxicitetsindex enligt kanadensisk modell (indikator C) sker i flera och ibland komplicerade matematiska steg varför denna metod i högre grad är svårförklarad för allmänheten, liksom den omvända tolkningen av indexet där ökande värden innebär en positiv utveckling. Arbetsinsatserna för de båda metoderna är dock i stort sett likvärdiga.

13. FÖRKLARINGAR

BAM	2,6-diklorbensamid, nedbrytningsprodukt till ogräsmedlet diklobenil.
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment, Kanadas miljöministerråd.
DEA	deetylatrazin, nedbrytningsprodukt till ogräsmedlet atrazin.
DETA	deetylterbutylazin, nedbrytningsprodukt till ogräsmedlet terbutylazin.
DIPA	deisopropylatrazin, nedbrytningsprodukt till ogräsmedlet atrazin.
DPSIR	Driving forces, Pressure, State, Impact and Response, internationellt vedertagen modell som används i arbetet med miljömålsuppföljning.
ETU	Etylentiourea, nedbrytningsprodukt till svampmedlen mankozeb, maneb och zineb.
HCH-a	α -HCH (α -hexaklorcyklohexan), stereoisomer till γ -HCH som ingick i insektsmedlet lindan.
HCH-b	β -HCH (β -hexaklorcyklohexan), stereoisomer till γ -HCH som ingick i insektsmedlet lindan.

KemI	Kemikalieinspektionen, tillsynsmyndighet med ansvar för kemikaliekontrollen, bl.a. godkännande av bekämpningsmedel, tillika ansvarig myndighet för miljökvalitetsmålet Giftfri miljö.
MPC	Maximum Permissible Concentration, holländskt riktvärde.
NAWQA	National Water-Quality Assessment, program för uppföljning av vattenkvalitet i USA, utförs av U.S. Geological Survey.
PTI	Pesticide Toxicity Index, amerikanskt toxicitetsindex för växtskyddsmedel.
QT	Quality Target, tyskt riktvärde.
WQG	Water Quality Guidelines, kanadadensiskt riktvärde.
WQI	Water Quality Index, kanadensiskt index för vattenkvalitet.

14. TACKORD

Arbetet har genomförts på uppdrag av Kemikalieinspektionen och med finansiering från Miljömålsuppföljningen (KemI Dnr 240-1344-04). Ett särskilt tack till docent Peter Sundin för värdefulla diskussioner och kommentarer under arbetets gång.

15. REFERENSER

- Asp, J., Kreuger, J. & Ulén, B. 2004. Riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. Ekohydrologi 82. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- Asp, J. & Kreuger, J. 2004. Indikator baserad på riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten, förslag och redogörelse för underlag. Ekohydrologi 83. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- CCME. 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME Water Quality Index 1.0 Technical report. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_techrprtfcstht_e.pdf)
- CCME. 2003. Summary of existing Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. (http://www.ccme.ca/assets/pdf/e1_062.pdf)
- CCME. 2004. CCME National Water Quality Index Workshop. A Path for Consistent Implementation and reporting. Halifax, Nova Scotia. (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_wkshp_rpt_nov_2003_e.pdf)
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K. & van de Plassche, E.J. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *J. Environ. Mang.* 58, 297-312.
- European Commission. 2001. Technical Guidance Documents in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for Existing Substances and Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC Concerning the Place of Biocidal Products on the Market, Part III/Chapter 3. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxemburg. Revised draft.
- KemI. 2003. Förslag till indikatorer för giftfri miljö. Slutrapport. 82 pp. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg. http://www.kemi.se/upload/Giftfri%20milj%C3%B6/Docs/Indikatorer_gfm_slutrapport_0306.pdf
- KemI. 2004b. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2003. ISSN 1401-4251. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg

- Kreuger, J. 2002. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 2001. Ekohydrologi 69. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- Kreuger, J., Holmberg, H., Kylin, H. & Ulén, B. 2003. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, åar och i nederbörd under 2002. Årsrapport till det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark, delprogram pesticider. Ekohydrologi 77. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- Kreuger, J., Törnquist, M. & Kylin, H. 2004. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2003. Ekohydrologi 81. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- Kreuger, J. & Törnquist, M. 2005. Underlag till rapportering till EU 2005 med anledning av ramdirektivet för vatten, prioriterade ämnen – pesticider. Slutrapport NV Överenskommelse 251 0409. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala 2005-02-17.
- Munn, M.D. & Gilliom, R.J. 2001. Pesticide Toxicity Index for Freshwater Aquatic Organisms. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 01-4077. National Water-Quality Assessment Program, Sacramento, California.
- SCB. 2003. Bekämpningsmedel i jordbruket 2002. Beräknat antal hektardoser. MI 31 SM 0301. Statistiska centralbyrån.
- Segnestam, L. & Persson, Å. 2002. Index, indikatorer, presentationsverktyg och de svenska miljömålen. Rapport 5206. ISSN 0282-7298. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E. & Cato, I. 2003. WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL B1538. Swedish Environmental Research Institute Ltd.
- Teunissen-Ordeman, H.G.K. & Schrap, S.M. 1997. An analysis of issues pertaining to aquatic environments Pesticides. RIZA Policy document No. 97.038, Amsterdam.
- Törnquist, M., Kreuger, J. & Ulén, B. 2002. Förekomst av bekämpningsmedel i svenska vatten 1985-2001. Sammanställning av en databas. Ekohydrologi 65. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- UBA. 2001. Quality Targets for Active Ingredients of Pesticides to Protect Inland Surface Waters. Texte 08/01 ISSN 0722-186X. 168 pp. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin.
- Ulen, B., Kreuger, J. & Sundin, P. 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhällen år 2001. Ekohydrologi 63. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.

Internetreferenser

- KemI. 2004a. Riktvärden för ytvatten. <http://www.kemi.se> - Bekämpningsmedel / Växtskyddsmedel / Växtskyddsmedel i Sverige / Riktvärden för ytvatten. Besökt 2005-03-16. Senast uppdaterad 2004-09-06.
- NV. 2004. Riktvärden för halter av växtskyddsmedel i ytvatten – vägledning för tillämpning. Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se> - Skog/Jordbruk/Naturresurser / Kemiska bekämpningsmedel / Riktvärden. Besökt 2005-03-16. Senast uppdaterad 2004-10-11.
- Environment Canada. 2003. Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) <http://www2.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm> Besökt 2005-03-16. Senast uppdaterad 2004-03-01.
- Europaparlamentet. 2001. Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 Nov 2001 establishing the list of priority in the field of water policy and

amending Directive 2000/60/EC. http://europa.eu.int/eur-lex/pri/en/oj/dat/2001/l_331/l_33120011215en00010005.pdf Publicerad 2001-12-15.
NAWQA. <http://water.usgs.gov/nawqa/>

16. BILAGOR

Bilaga 1. Substanser och nedbrytningsprodukter (i tabellen sorterade under modersubstansen) vars riktvärde hämtats från andra länder vid indikatorberäkningar då svenskt riktvärde saknas, med uppgifter om använt riktvärde, varifrån det hämtats, samt kommentarer om substansens godkännande i Sverige

Substans	Riktvärde (µg/l)	Benämning & land	Referens	Kommentar
atrazin	2,9	MPC ¹ , Holland	Crommentuijn et. al., 2000	Ej godkänt sedan 1989
DEA	2,9	samma som modersubstansen (atrazin)		
DIPA	2,9	samma som modersubstansen (atrazin)		
benazolin ^a	saknas			Ej godkänt sedan 2003
2,4-D	9,9	MPC, Holland	Crommentuijn et. al., 2000	Ej godkänt sedan 1990
cyflutrin	0,0014	MPC, Holland	Teunissen-Ordelman & Sharp, 1997	Godkänt i Sverige
dikamba diklobenil	10 saknas	WQG ² , Kanada	CCME, 2001	Godkänt i Sverige Ej godkänt sedan 1990
BAM	saknas			
diuron	0,43	MPC, Holland	Crommentuijn et. al., 2000	Ej godkänt sedan 1992
flamprop-M	saknas			Ej godkänt sedan 2002
hexazinon	0,07	QT ³ , Tyskland	UBA, 2001	Ej godkänt sedan 1994
ioxinil	saknas			Godkänt i Sverige
lindan (HCH-γ)	0,77	MPC, Holland	Teunissen-Ordelman & Sharp, 1997	Ej godkänt sedan 1989
HCH-α	0,77	samma som modersubstansen (lindan)		
HCH-β	0,77	samma som modersubstansen (lindan)		
prokloraz	73	MPC, Holland	Crommentuijn et. al., 2000	Godkänt i Sverige
simazin	10	MPC, Holland	Crommentuijn et. al., 2000	Ej godkänt sedan 1994
terbutryn	0,05	MPC, Holland	Teunissen-Ordelman & Sharp, 1997	Ej godkänt sedan 2003
tetradifon	saknas			Ej godkänt sedan 2003

¹MPC = Maximum Permissible Concentration ²WQG = Water Quality Guideline ³QT = Quality Target

^a Åren 1995-2001 analyserade man istället för benzolinetylster vilket förbjöds 1990.

Bilaga 2. Dataframställning för indexberäkningar utförda med excel macro, för Vemmenhögs serien år 1993-2004

Station	Index Period	F ₁	F ₂	F ₃	CCME WQI	Sum of Failed Tests	Normalized Sum of the Excursions (nse)	Number of Samples
Vemmenhög	1993	50,0	18,1	87,0	41,1	3314,09	6,67	18
Vemmenhög	1994	30,3	11,1	90,9	44,3	6375,69	9,96	20
Vemmenhög	1995	24,2	8,9	71,6	56,1	1691,82	2,52	21
Vemmenhög	1996	20,5	7,9	87,0	48,2	6361,67	6,70	22
Vemmenhög	1997	14,6	6,4	33,1	78,8	470,52	0,49	20
Vemmenhög	1998	10,0	2,9	10,3	91,6	145,09	0,11	26
Vemmenhög	1999	6,3	2,3	9,2	93,5	120,74	0,10	25
Vemmenhög	2000	10,2	2,6	7,2	92,6	106,90	0,08	29
Vemmenhög	2001	8,9	2,1	5,9	93,7	121,07	0,06	38
Vemmenhög	2002	9,1	2,6	2,8	94,3	43,04	0,03	29
Vemmenhög	2003	9,1	2,0	2,3	94,5	28,78	0,02	24
Vemmenhög	2004	7,3	1,2	1,0	95,7	14,75	0,01	29

Station	Index Period	Total Number of Variables	Actual # of Variables Tested	Number of Tests	Number of Failed tests	Number of Passed Tests	Number of Tests Below Detection Limits
Vemmenhög	1993	58	32	497	90	407	0
Vemmenhög	1994	58	33	640	71	569	0
Vemmenhög	1995	58	33	671	60	611	0
Vemmenhög	1996	58	44	950	75	875	0
Vemmenhög	1997	58	48	951	61	890	0
Vemmenhög	1998	58	50	1267	37	1230	0
Vemmenhög	1999	58	48	1196	27	1169	0
Vemmenhög	2000	58	49	1387	36	1351	0
Vemmenhög	2001	58	56	1946	40	1906	0
Vemmenhög	2002	58	55	1490	39	1451	0
Vemmenhög	2003	58	55	1248	25	1223	0
Vemmenhög	2004	58	55	1459	18	1441	0

Bilaga 3. Dataframställning för indexberäkningar utförda med excel macro, för fyra typområden år 2002-2004

Output Table:							
Station	Index Period	F ₁	F ₂	F ₃	CCME WQI	Sum of Failed Tests	Normalized Sum of the Excursions (nse)
Västergötland	2002	6,8	0,4	2,0	95,9	24,95	0,02
Västergötland	2003	3,4	0,5	1,4	97,9	18,07	0,01
Västergötland	2004	3,4	0,2	0,1	98,0	1,34	0,00
Östergötland	2002	16,7	2,1	5,2	89,9	64,75	0,05
Östergötland	2003	10,0	1,1	2,4	94,0	32,57	0,02
Östergötland	2004	15,3	2,2	7,7	90,0	102,73	0,08
Halland	2002	6,7	1,0	72,5	57,9	3007,02	2,64
Halland	2003	6,7	0,3	0,3	96,1	4,24	0,00
Halland	2004	3,3	0,2	2,6	97,6	30,73	0,03
Skåne	2002	8,5	2,5	2,7	94,7	43,10	0,03
Skåne	2003	8,5	1,9	2,1	94,8	28,80	0,02
Skåne	2004	6,8	1,1	0,9	96,0	14,79	0,01

Station	Index Period	Total Number of Variables	Actual # of Variables Tested	Number of Tests	Number of Failed tests	Number of Passed Tests	Number of Tests Below Detection Limits
Västergötland	2002	64	59	1239	5	1234	0
Västergötland	2003	64	59	1298	7	1291	0
Västergötland	2004	64	59	1106	2	1104	0
Östergötland	2002	64	60	1192	25	1167	0
Östergötland	2003	64	60	1318	14	1304	0
Östergötland	2004	64	59	1225	27	1198	0
Halland	2002	64	60	1139	11	1128	0
Halland	2003	64	60	1315	4	1311	0
Halland	2004	64	60	1166	2	1164	0
Skåne	2002	64	59	1564	39	1525	0
Skåne	2003	64	59	1316	25	1291	0
Skåne	2004	64	59	1610	18	1592	0

Denna serie efterträder den under åren 1970-1977 utgivna serien Vattenvård. Här publiceras forsknings- och försöksresultat från Avdelningen för vattenvårdslära vid Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Tidigare nummer i serien Ekohydrologi redovisas nedan. Alla kan i mån av tillgång anskaffas från Avdelningen för vattenvård (adress på omslagets baksida).

This series is successor to "Vattenvård" published in 1970-1977. Here you will find research reports from the Division of Water Quality Management, Department of Soil Sciences at the Swedish University of Agricultural Sciences. You will find earlier issues of "Ekohydrologi" listed below. Issues still in stock can be acquired from the Division of Water Quality Management (address, see the back page).

Nr	År	Författare och titel. <i>Author and title.</i>
1	1978	Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. <i>Losses of nutrients from arable land.</i>
2	1978	Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. <i>Manure gone astray.</i> Lars Lingsten och Nils Brink. Åkergödslingens inverkan på miljön i en bäck. <i>The effect of agricultural manuring on the environment in a brook.</i> Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. <i>Nitrogen leaching from arable land.</i>
3	1979	Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. <i>Leachate from compost of refuse and sludge.</i> Nils Brink. Self-Purification studies of silage juice. Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster på Kristianstadsslätten. <i>Loss of nutrients on the Kristianstad plain.</i> Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. <i>Pollution of the groundwater by a dung yard.</i>
4	1979	Nils Brink. Vattnet är det yppersta. Arne Gustafson och Börje Lindén. Kvävebehovet för 1979. Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. <i>Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land.</i>
5	1979	Gunnar Fryk och Sven-Åke Heinemo. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. <i>Self-purification of leachate from compost on sand and fine sand.</i> Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. <i>Losses of nutrients from forests.</i> Nils Brink. Utlakning av kväve från agroekosystem. <i>Leaching of nitrogen from agro-ecosystems.</i> Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjning.
6	1980	Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of Nutrients in Skåne and Halland.</i> Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after spreading of potato juice.</i> Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the need of fertilizer nitrogen.</i> Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling.
7	1980	Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where does the commercial fertilizer go.</i> Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbrosjön. <i>The importance of the environment for the primary production in lake Vadsbrosjön.</i> Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet. Nils Brink. Utlakning av växtnäring från åkermark. Nils Brink. Vart tar gödseln vägen.
8	1981	Nils Brink. Försurning av grundvatten på åker. <i>Acidification of groundwater on arable land.</i> Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. <i>Leaching of TCA from arable land.</i>

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|--|
| | | Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. <i>Storm washing of phosphorus from arable land.</i> |
| | | Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringssläckage från åker och skog. <i>Control of losses of nutrients from arable land and forest.</i> |
| 9 | 1981 | Barbro Ulén och Nils Brink. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. <i>Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport.</i> |
| | | Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. <i>Leachate from piles of shredded refuse.</i> |
| 10 | 1982 | Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäring förluster i Västergötland och Östergötland. <i>Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland.</i> |
| | | Barbro Ulén. Växtnäring förluster från åker och skog i Södermanland. <i>Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.</i> |
| | | Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Nitrat, nitrit och pH i dricksvatten i Västergötland, Östergötland och Södermanland. <i>Nitrate, nitrite and pH in drinking water in Västergötland, Östergötland and Södermanland.</i> |
| | | Lennart Mattsson och Nils Brink. Gödslingsprognoser för kväve. <i>Fertilizer forecasts.</i> |
| 11 | 1982 | Barbro Ulén. Vadsbrosjöns närsaltbelastning och trofinivå. <i>The nutrient load and trophic level of lake Vadsbrosjön.</i> |
| | | Arne Andersson och Arne Gustafson. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. <i>Metal contents in drainage water from cultivated soils.</i> |
| | | Arne Gustafson. Växtnäring förluster från åkermark i Sverige. |
| | | Barbro Ulén. Erosion av fosfor från åker. <i>Erosion of phosphorus from arable land.</i> |
| | | Rikard Jernlås. Kväveutlakningens förändring vid reducerad gödsling. |
| 12 | 1982 | Nils Brink och Rikard Jernlås. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. <i>Leaching after spreading of liquid manure in autumn and spring.</i> |
| | | Gunnar Fryk och Thord Ohlsson. Infiltration av lakvatten från malda sopor. <i>Leachate migration through soils.</i> |
| | | Nils Brink. Measurement of mass transport from arable land in Sweden. |
| | | Arne Gustafson. Leaching of nitrate from arable land in Sweden. |
| 13 | 1983 | Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Yttransport av växtnäring från stallgödslad åker. <i>Surface transport of plant nutrients from field spread with manure</i> |
| | | Rikard Jernlås. TCA-utlakning på lerjord. <i>Leaching of TCA on a clay soil.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäring förluster vid Öjebyn. <i>Losses of nutrients at Öjebyn.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäring förluster vid Röbbäcksdalen. <i>Losses of nutrients at Röbbäcksdalen.</i> |
| | | Rikard Jernlås och Per Klingspor. Nitratutlakning och bevattning. <i>Drainage losses of nitrate and irrigation.</i> |
| 14 | 1983 | Arne Gustafson, Lars Bergström, Tomas Rydberg och Gunnar Torstensson. Kvävemineralisering vid plöjningsfri odling. <i>Nitrogen mineralization in connection with non-ploughing practices.</i> |
| | | Rikard Jernlås. Rörlighet och nedbrytning av fenvalerat i lerjord. <i>Decomposition and mobility of fenvalerate in a clay soil.</i> |
| | | Nils Brink. Jordprov på hösten eller våren för N-prognoser. <i>Soil sampling for nitrogen forecasts.</i> |
| | | Nils Brink. Närsalter och organiska ämnen från åker och skog. <i>Nutrients and organic matters from farmland and forest.</i> |
| | | Nils Brink. Gödselanvändningens miljöproblem. |
| 15 | 1984 | Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Växtnäring förluster runt Ringsjön. <i>Nutrient losses in the Ringsjö area.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter korn. <i>Catch crop after barley.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäring förluster från åker i Nybroåns avrinningsområde. <i>Losses of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäring förluster i Vagle. <i>Losses of nutrients at Vagle.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäring förluster i Offer. <i>Losses of nutrients at Offer.</i> |
| 16 | 1984 | Arne Gustafson, Arne S. Gustavsson och Gunnar Torstensson. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. |

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|--|
| | | <i>Intensity and duration of drainage discharge from arable land.</i> |
| 17 | 1984 | Jenny Kreuger och Nils Brink. Fånggröda och delad giva vid potatisodling. <i>Catch crop and divided N-fertilizing when growing potatoes.</i>

Nils Brink och Arne Gustavsson. Förluster av växtnäring från sandjord. <i>Losses of nutrients from sandy soils.</i>

Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Boda. <i>Losses of nutrients at Boda.</i>

Nils Brink. Vattenföroreningar från tippen i Erstorp - ett rättsfall. |
| 18 | 1984 | Barbro Ulén. Påverkan på yt-, dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. <i>Influence on surface water, drainage water and groundwater at Ekenäs.</i>

Barbro Ulén. Nitrogen and Phosphorus to surface water from crop residues. |
| 19 | 1985 | Arne Gustavsson och Nils Brink. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. <i>Losses of nitrogen and phosphorus in the Ringsjö area.</i>

Nils Brink och Kjell Ivarsson. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. <i>Losses of nutrients from clay soils in Skåne.</i>

Arne Gustavsson, Berit Tomassen och Börje Wiksten. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. <i>Nutrient losses from arable land in the region of Uppsala.</i>

Christina Lindgren, Margaretha Wahlberg och Arne Gustavsson. Dricksvattenkvalitet i Uppsala regionen. <i>Drinking water quality in the region of Uppsala.</i>

Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och Diklorprop. <i>Mobility of MCPA and Dichlorprop.</i>

Barbro Ulén. Ytavrinningsförluster av cyanazin. <i>Losses with surface run-off of cyanazine.</i> |
| 20 | 1985 | Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop på sandjord. <i>Mobility of MCPA and Dichlorprop in a sandy soil.</i>

Kjell Ivarsson och Nils Brink. Utlakning från en grovmojord i Halland. <i>Losses of nutrients from a sandy soil in Halland.</i>

Barbro Ulén. Åkermarkens erosion. <i>Erosion of phosphorus from arable Land.</i>

Arne S. Gustavsson. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön.

Arne Gustafson. Växtnäringsläckage och motåtgärder.

Nils Brink. Bekämpningsmedel i åar och grundvatten. |
| 21 | 1986 | Birgit Loeper. Toxicitetstest för pesticider med protozoer. <i>Toxicity test for pesticides using protozoa.</i>

Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten.

Barbro Ulén. Lakning av fosfor ur jordar. <i>Leaching of phosphorus from soils.</i>

Nils Brink och Gunnar Torstensson. Vådan av proteingödsling. Värdera miljön. <i>Risk of fertilizing for increased protein. Evaluate the environment.</i>

Jenny Kreuger. Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark. |
| 22 | 1987 | Arne Gustafson. <i>Water Discharge and Leaching of Nitrate.</i> |
| 23 | 1987 | Lars Bergström. <i>Transport and Transformations of Nitrogen in an Arable Soil.</i> |
| 24 | 1987 | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter skörd. <i>Catch crop after harvest.</i>

Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Läckage av växtnäring från åker i Nybroåns vattensystem. <i>Leaching of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.</i>

Solweig Ellström och Nils Brink. Stallgödsblad och konstgödsblad åker läcker växtnäring. <i>Fields spread with manure and fertilizer leach plant nutrients.</i>

Nils Brink. Kväveläckage vid försök med nitrifikationshämmare.

Nils Brink. Kväve och fosfor från stallgödsblad åker.

Nils Brink. Kväve och fosfor från konstgödsblad åker. |
| 25 | 1987 | Nils Brink och Klaas van der Meulen. <i>Losses of Phosphorus and Nitrogen to Lake Ringsjön.</i>

Nils Brink. Regional vattenundersökning söder och öster om Ringsjön. <i>Water nutrient status to the south and east of Lake</i> |

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|---|
| | | <i>Ringsjön.</i> |
| | | Petra Fagerholm. Vattenkvalitet och jordbruksdrift inom Ringsjöområdet. <i>Water quality and agriculture in the area of Lake Ringsjön.</i> |
| | | Nils Brink. Nitrifikationshämmare eller svält mot kväveläckage. <i>Nitrification inhibitors or starvation against nitrogen losses.</i> |
| | | Nils Brink, Jenny Kreuger och Gunnar Torstensson. Näringsflöden från åkermark. <i>Nutrient fluxes from arable land.</i> |
| 26 | 1988 | Arne Andersson och Arne Gustafson. Deposition av spårelement med nederbörden. <i>Bulk deposition of trace elements in precipitation.</i> |
| | | Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Utlakning av spårelement från odlad jord. <i>Removal of trace elements from arable land by leaching.</i> |
| | | Barbro Ulén. Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs. <i>Phosphorus erosion under ley cropping and a grass protective zone.</i> |
| | | Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsläckage efter vallbrott. <i>Leaching of nutrients after ploughing a ley.</i> |
| | | Solweig Ellström. Avrinning och växtnäringstransport från åkermark. <i>Discharge and losses of nutrients from arable land.</i> |
| 27 | 1990 | Lisbet Lewan. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av växtnäringsämnen. <i>Undersown Catch Crop - Effects on leaching of plant nutrients.</i> |
| | | Lisbet Lewan och Holger Johnsson. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av kväve. <i>Undersown Catch Crops – Effects on leaching of nitrogen.</i> |
| | | Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät på åkermark. <i>Discharge and nutrient losses from arable land.</i> |
| 28 | 1992 | Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Börje Lindén, och Gustav Skyggesson. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning på en grovmojord med handels- och stallgödslade odlingssystem i södra Halland. <i>Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure.</i> |
| 29 | 1992 | Barbro Ulén. Närsaltsförluster från mindre avrinningsområden inom jordbrukets recipientkontroll i Sverige. <i>Nutrient losses from small catchment areas in the recipient control of agriculture in Sweden.</i> |
| | | Markus Hoffman. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät agrohydrologiska året 90/91 samt långtidsöversikt för 1977/90. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1990/91 and review of the years 1977/90.</i> |
| | | Markus Hoffman. Odlingsåtgärder och vattenkvalitet - en studie på sju fält i Malmöhus län. <i>Cultivation practices and water quality - a study on seven fields in Malmöhus county.</i> |
| 30 | 1993 | Börje Lindén, Arne Gustafson, Gunnar Torstensson och Erik Ekre. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning på en grovmojord i södra Halland med handels- och stallgödslade odlingssystem. <i>Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure, and with or without ryegrass catchcrop.</i> |
| 31 | 1993 | Gunnar Torstensson, Arne Gustafson och Börje Lindén. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingsteknik. <i>Leaching of nitrogen from sandy soil - counter measures with new technique.</i> |
| 32 | 1993 | Markus Hoffman och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1991/92 samt långtidsöversikt. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1991/92 and a long term review.</i> |
| 33 | 1993 | Börje Lindén, Helena Aronsson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggrödor, direktsådd och delad kvävegiva-studier av kväveverkan och utlakning i olika odlingssystem i ett lerjordsförsök i Västergötland. <i>Catch crops, direct drilling and split nitrogen fertilization - studies of nitrogen turnover and leaching in crop production systems on a clay soil in Västergötland.</i> |
| 34 | 1993 | Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Helena Aronsson och Artur Granstedt. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. <i>Ecological Agriculture - Leaching risks and Nitrogen Turnover. Ecological agriculture – leaching risks and nitrogen turnover.</i> |
| 35 | 1993 | Erik Kellner. Årstidsbunden kvävebelastning och denitrifikation i dammar - en enkel modellansats. <i>Seasonal nitrogen fluxes and denitrification in ponds - simple model approach.</i> |
| 36 | 1995 | Markus Hoffmann och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1992/93 samt en långtidsöversikt. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1992/93 and a long term review.</i> |
| 37 | 1995 | Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäringsförluster till vatten från ett jordbruksområde på Gotland 1989/94. |

Nr	År	Författare och titel. <i>Author and title.</i>
38	1995	Katarina Kyllmar, Göran Johansson och Markus Hoffmann. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1993/94 samt en långtidsöversikt. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1993/94 and a long term review.</i>
39	1996	Holger Johnsson och Markus Hoffmann. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994.
40	1996	Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1994/95.
41	1997	Bo Wejfeldt och Arne Gustafson. Utesuggor och kväveutlakning. Resultat från ett fältförsök i Halland.
42	1997	Katinka Hessel, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Kartläggning av bekämpningsmedelsrester i yt-, grund- och regnvatten i Sverige 1985-95. Resultat från monitoring och riktad provtagning.
43	1997	Göran Johansson och Katarina Kyllmar. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1994/95 samt en långtidsöversikt. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1994/95 and a long term review.</i>
44	1998	Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäring förluster till vatten i Typområden på jordbruksmark (JRK) 1984-1995. <i>Nutrient losses from arable land within the period 1984-1995. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark".</i>
45	1998	Kristina Mårtensson och Katarina Kyllmar. Växtnäring förluster till vatten från fyra jordbruksområden i Västra Götalands län 1993-97. Utvärdering av mätningar och inventeringar utförda inom miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark" i Järnsbäckens, Öxnevallabäckens, Vikensbäckens och Forshällaåns avrinningsområden.
46	1998	Katinka Hessel, Helena Aronsson, Börje Lindén, Maria Stenberg, Tomas Rydberg och Arne Gustafson. Höstgrödor – Fånggrödor – Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning på en moränlättna i Skåne.
47	1998	Kristina Mårtensson och Katarina Kyllmar. Växtnäring förluster till vatten från två jordbruksområden i Örebro län 1994-1997. Utvärdering av mätningar och inventeringar utförda inom miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark" i Husöns och Vällbäckens avrinningsområden.
48	1998	Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK) Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1995/96. <i>Nutrient losses from arable land in 1995/96. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark".</i>
49	1999	Göran Johansson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1995/96 samt en långtidsöversikt. <i>Discharge and nutrient losses from arable land in 1995/96 and a long term review.</i>
50	1999	Katinka Hessel Tjell, Helena Aronsson, Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Börje Linden, Maria Stenberg och Tomas Rydberg. Mineralkvävedynamik i handels- stallgödslande odlingsystem med och utan fånggröda. Resultat från en grovmjord i södra Halland, perioden 1990-1998.
51	1999	Börje Lindén, Lena Engström, Helena Aronsson, Katinka Hessel Tjell, Arne Gustafson, Maria Stenberg och Tomas Rydberg. Kväveminalisering under olika årstider och utlakning på en mojord i Västergötland. Inverkan av jordbearbetningstidpunkter, flygödseltillförsel och insädd fånggröda. <i>Nitrogen mineralization during different seasons and leaching losses on a loamy sand soil in Västergötland, southwest Sweden. Impact of soil tillage times, application of pig slurry and an undersown catch crop.</i>
52	2000	Kristian Persson. Jordbearbetningens påverkan på fosforförlusterna från en mjälalättna i södra Dalarna. <i>The impact of soil cultivation on phosphorus losses from a silty clay soil in southern Dalarna.</i> Barbro Ulén, Göran Johansson och Katarina Kyllmar. Fosforläckage från elva observationsfält under tjuogoett år. <i>Losses of phosphorus from eleven arable fields in Sweden over twenty-one years.</i> Barbro Ulén och Jenny Kreuger. Bekämpningsmedelsrester i vatten 1985-1999. Riktade provtagningar och monitoring samlade i en databas. <i>Pesticides in Swedish water 1985-1999.</i>
53	2000	Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för de agrohydrologiska åren 1996/97 och 1997/98. <i>Nutrient losses from arable land in 1996/97 and 1997/98. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark".</i>
54	2000	Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 1998 samt en kortfattad långtidsöversikt. <i>Monitoring pesticide concentrations and transport in streamwater from a small agricultural catchment in southern Sweden. Annual report from the "Vemmenhög-project" 1998, including a summary of the long-term trends.</i>
55	2000	Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1998/99. <i>Nutrient losses from arable land in 1998/99. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark".</i>
56	2000	Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Lars Bergström och Barbro Ulén. Utredning om effekterna på kväveutlakning vid

Nr	År	Författare och titel. <i>Author and title.</i>
		övergång till ekologisk odling. <i>Investigation of the effects of conversion to ecological (organic) agriculture on nitrogen leaching.</i>
57	2001	Gunnar Torstensson och Magnus Håkansson. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingsteknik. Miljöanpassad stallgödselanvändning och odling i realistiska odlingsystem. Resultat från en grovmojord i södra Halland, perioden 1991-1999.
58	2001	Kristian Persson. <i>Measurement and Modelling of Phosphorus Transport from Arable Land.</i>
59	2001	Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark. Avrinning och växtnäring-förluster för det agrohydrologiska året 1999/2000.
60	2001	Barbro Ulén, Göran Johansson, Arne Gustafson och Holger Johnsson. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring-förluster för de agrohydrologiska åren 1996/97, 97/98 och 98/99 samt en långtidsöversikt. <i>Experimental fields on arable land. Discharge and nutrient losses for the agro-hydrological years 1996/97, 97/98 and 98/99 and a long-term review.</i>
61	2001	Carina Carlsson. Växtnäring-förluster till vatten i Averstadsåns avrinningsområde. Redovisning av mätresultat för perioden 1988 till 2000, Averstadsån, Värmlands län.
62	2002	Gunnar Torstensson. Kväveutlakning i frilandsodling av sallat på sandig mojord med reducerade N-börvärdesnivåer. Resultat från södra Halland, perioden 1999-2001. Gunnar Torstensson och Göran Ekbladh. Kväveutlakning i frilandsodling av sallat och vitkål på sandig mojord med olika kvävegödslingsmodeller. Resultat från södra Halland, perioden 1995-1997.
63	2002	Barbro Ulén, Jenny Kreuger och Peter Sundin. Undersökning av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhällen år 2001.
64	2002	Peter Sundin, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Undersökning av bekämpningsmedel i sediment i jordbruksbäckar år 2001.
65	2002	Mirja Törnquist, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Förekomst av bekämpningsmedel i svenska vatten 1985-2001. Sammanställning av en databas. Resultat från monitoring och riktad provtagning i yt-, grund- och dricksvatten.
66	2002	Carina Carlsson, Katarina Kyllmar, Barbro Ulén och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark. Avrinning och växtnäring-förluster för det agrohydrologiska året 2001.
67	2002	Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 1999.
68	2002	Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 2000.
69	2002	Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 2001.
70	2002	Katarina Kyllmar. Metod för bestämning av jordbrukets kvävebelastning i mindre avrinningsområden samt effekter av läckagereducerande åtgärder. Redovisning av projektet "Gröna fält och blåa hav".
71	2003	Gunnar Torstensson och Erik Ekre. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingsteknik. Miljöanpassad stallgödselanvändning och odling i realistiska odlingsystem. Resultat från en grovmojord i södra Halland, perioden 1999-2002.
72	2003	Gunnar Torstensson. Ekologisk odling - Utlakningsrisker och kväveomsättning Ekologiska odlingsystem med resp. utan djur hållning på sandig grovmo i södra Halland. Resultat från perioden 1991-2002.
73	2003	Gunnar Torstensson. Ekologisk odling med resp. utan djurhållning på lerjord i Västra Götaland. Resultat från perioden 1997-2002.
74	2003	Helena Aronsson, Gunnar Torstensson och Börje Lindén. Långliggande utlakningsförsök på lätt jord i Halland och Västergötland. Effekter av flytgödseltillförsel, insådda fånggrödor och olika jordbearbetningstidpunkter på kvävedynamiken i marken och kväveutlakningen. Resultat från perioden 1998-2002.
75	2003	Helena Aronsson och Gunnar Torstensson. Höstgrödor – Fånggrödor – Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning i två växtföljder på moränlätter i Skåne. Resultat från 1993-2003.
76	2003	Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Barbro Ulén. Typområden på jordbruksmark. Växtnäring-förluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2001/2002.
77	2003	Jenny Kreuger, Helena Holmberg, Henrik Kylin och Barbro Ulén. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, år och i nederbörd under 2002. Årsrapport till det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark, delprogram pesticider.
78	2004	Aronsson Helena och Torstensson Gunnar. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen. Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar.

Nr	År	Författare och titel. <i>Author and title.</i>
79	2004	Barbro Ulén. Bakgrundsbelastning av fosforförluster från åkermark till vatten. Barbro Ulén. Odlingsåtgärders inverkan på fosforläckage från observationsfälten.
80	2004	Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2002/2003. Årsrapport för miljöövervakningsprogrammet Typområden på Jordbruksmark.
81	2004	Jenny Kreuger, Mirja Törnquist och Henrik Kylin. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2003.
82	2004	Jeanette Asp, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. Hur tas riktvärden fram? Hur förhåller sig svenska riktvärden till uppmätta halter i ytvatten? Förslag till hur de svenska riktvärdena ska tillämpas. <i>Water Quality Standards for pesticides in surface waters. How are they derived and applied worldwide? How do Swedish WQS compare to measured concentrations in surface waters? Recommendations for practical use of Swedish WQS.</i>
83	2004	Jeanette Asp och Jenny Kreuger. Indikator baserad på riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten – Förslag på utformning och redogörelse för underlag.
84	2005	Barbro Ulén och Jens Fölster. Närsaltskoncentrationer och trender i jordbruksdominerade vattendrag.
85	2005	Mirja Törnquist, Bengt Norrman, Jenny Kreuger och Henrik Kylin. Undersökning av bekämpningsmedelsrester i yt- och grundvatten inom ett typområde på jordbruksmark i Västra Götalands län år 2002 och 2003.
86	2005	Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2003/2004. Årsrapport för miljöövervakningsprogrammet Typområden på Jordbruksmark.

Distribution:

Sveriges lantbruksuniversitet
Avdelningen för vattenvårdslära
Box 7014
750 07 Uppsala

Tel: 018-67 24 62
Fax: 018-67 38 46
Web www.mv.slu.se/vv
