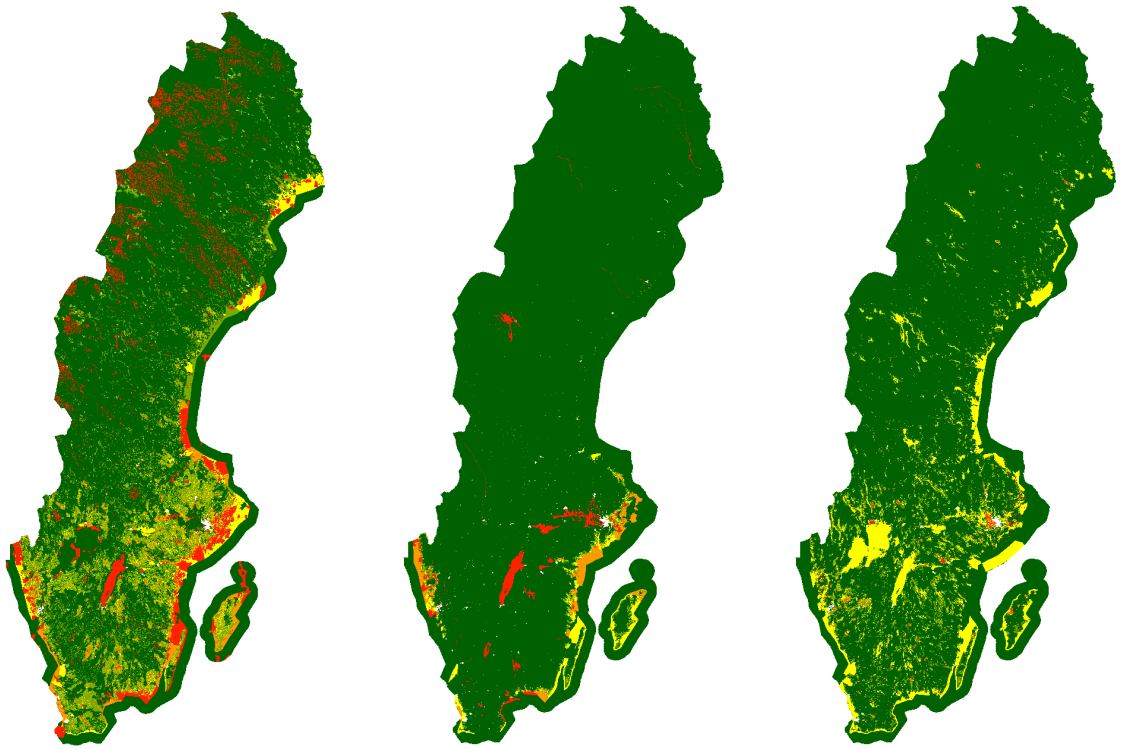


# GIS-STÖD FÖR SMÅ AVLOPP

## SLUTRAPPORT BESKRIVNING



# GIS-STÖD FÖR SMÅ AVLOPP

## SLUTRAPPORT BESKRIVNING

Jane Hjelmqvist, Emma Sjögren och Christian Lundberg  
WSP SVERIGE

2018-03-19

## FÖRORD

Rapporten är en beskrivning av det GIS-stöd för prövning av små avlopp som WSP Sverige AB (WSP) tagit fram med utvecklingsmedel från Havs- och vattenmyndighetens anslag 1:12 *Åtgärder för havs- och vattenmiljö*, år 2015-2017.

Med lång erfarenhet av att arbeta med små avlopp visste vi att det fanns ett behov av konkret vägledning och nationell likriktning i bedömningen av när det är skäligt att ställa funktionskrav enligt hög skyddsnivå. Med en samlad kunskap tillsammans med många experter har vi kunnat utveckla ett stöd som vi tror ska komma många till nytta och som har potential till fortsatt utveckling. Vår idé har blivit till verklighet!

GIS-stödet har i december 2017 i sin helhet levererats till Havs- och vattenmyndigheten. Havs- och vattenmyndigheten har i sin tur har överlämnat det till Länsstyrelsen i Jönköping som fortsatt ansvarar för att det blir allmänt tillgängligt, samt för förvaltning och uppdatering.

Vi är tacksamma för att vi fick möjligheten att göra detta och med stor tilltro till de nya förvaltarna önskar vi samtliga lycka till med fortsatt utveckling. TACK till alla er som bidragit med kunskap, underlag, erfarenheter och som stöttat oss!

## INNEHÅLL

FÖRORD	3
1. INLEDNING	5
1.1 BAKGRUND	5
1.2 SYFTE	5
2. GIS-STÖD FÖR PRÖVNING	6
2.1 FRÅN KONCEPT TILL KARTA	6
2.2 AVGRÄNSNING	9
2.3 ANALYSOMRÅDE	9
3. BESKRIVNING AV KONCEPTMODELLERNA	10
3.1 FOSFOR	10
3.2 KVÄVE	15
3.3 HÄLSOSKYDD	19
4. ATT ANVÄNDA GIS-STÖDET	23
5. HÄR HITTAR DU GIS-STÖDET	24

# 1. INLEDNING

WSP Sverige AB (WSP) har under ett antal år erhållit medel från Havs- och vattenmyndighetens anslag 1:12 *Åtgärder för havs- och vattenmiljö* för att utveckla ett GIS-stöd för prövning av små avloppsanläggningar.

Denna beskrivning omfattar en redogörelse för syftet och utgångspunkter vid uppbyggnaden av GIS-stödet, samt hur det är konstruerat inklusive avgränsningar och bedömningar. Användarstöd finns i *GIS-stöd för prövning av små avlopp - Handledning (WSP, 2018)*. *GIS-stöd för små avlopp - Metodik (WSP, 2018)* är en projektbeskrivning som redogör för arbetet med GIS-stödet.

GIS-stödet har i december 2017 i sin helhet levererats till Havs- och vattenmyndigheten. Havs- och vattenmyndigheten har i sin tur överlämnat det till Länsstyrelsen i Jönköping som fortsatt ansvarar för att det blir allmänt tillgängligt, samt för förvaltning och uppdatering.

## 1.1 BAKGRUND

I Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten<sup>1</sup> anges kriterier för hur bedömning av funktionskrav på små avlopp ska ställas i förhållande till naturgivna förutsättningar och skyddsnivåer. Dessa riktlinjer lämnar stort utrymme för bedömningar vilket resulterat i oskäliga skillnader mellan handläggare och mellan kommuner vad gäller de funktionskrav som ställs vid prövningen.

## 1.2 SYFTE

Syftet med GIS-stödet är att skapa förutsättningar för en skälig, rättssäker och nationellt likriktad bedömning av skyddsnivå enligt 2 kap 3 § miljöbalken vid prövning av små avlopp.

---

<sup>1</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd (HVMFS 2016:17) om små avloppsanordningar för hushållspillvatten.

## 2. GIS-STÖD FÖR PRÖVNING

GIS-stödet utgörs av kartor som visar bedömd risk för påverkan på recipient till följd av belastning från ett tillkommande avlopp. Kartorna för hela landet har tagits fram genom riskbedömningar utifrån lagstiftarens anvisningar om kriterier för bedömning av hög skyddsnivå, bestämmelser om miljö kvalitetsnormer (MKN) samt utifrån retention, vilket i nationella utredningar angetts vara en viktig faktor i sammanhanget.

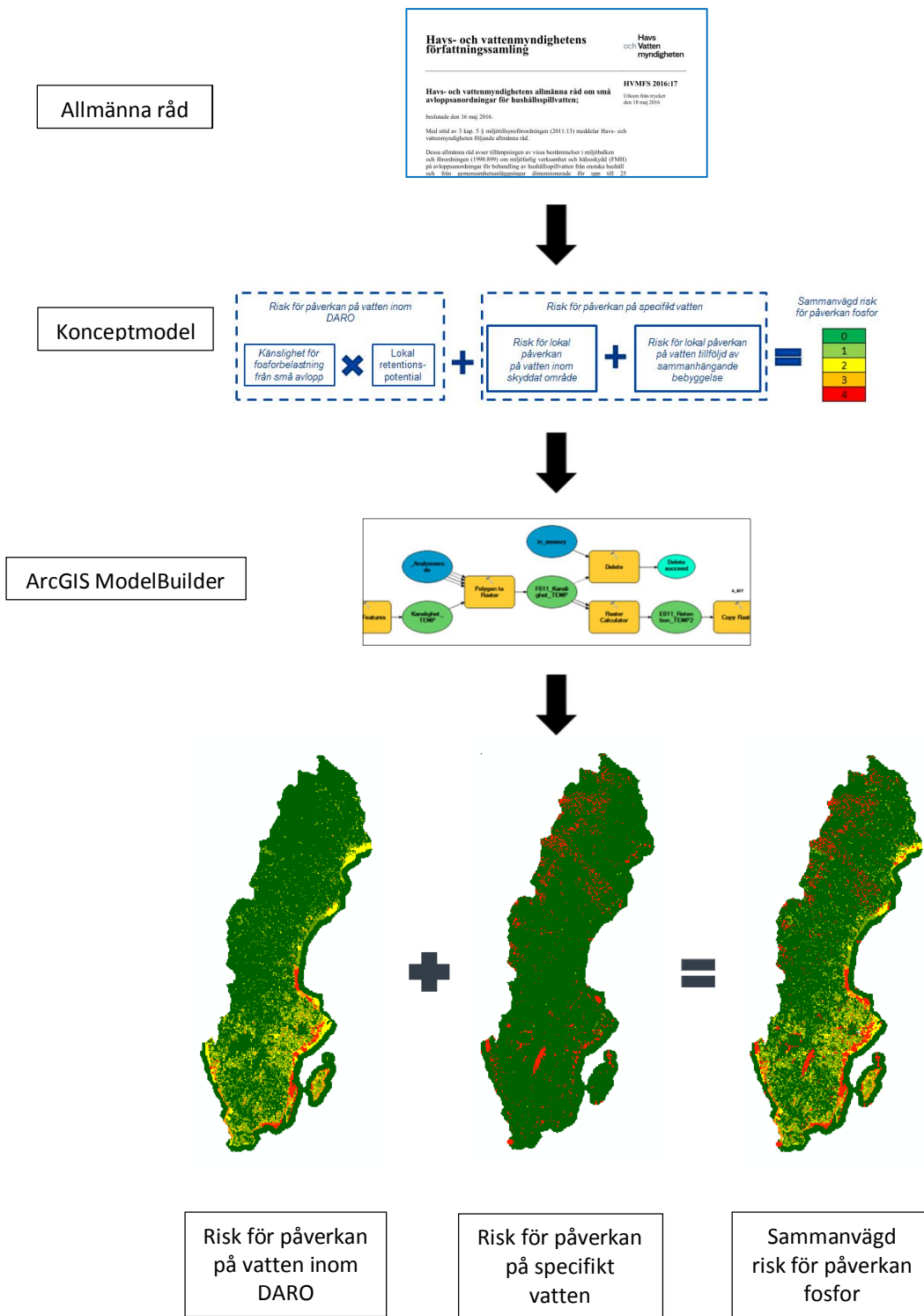
Riskbedömningen är ett resultat av en sammanvägning av ett antal faktorer som beskriver kriterierna MKN och retentionen. Det inkluderar bland annat vattenrelaterade skyddsvärden, jordart, jorddjup, källfördelning av belastning på recipienten, vattenförekomsternas status och miljö kvalitetsnorm. Sammanvägningen av faktorerna beskrivs i konceptmodeller, en för respektive fosfor, kväve och hälsoskydd.

Eftersom bedömning av skyddsnivå ska göras för miljöskydd och hälsoskydd separat har även beräkningen av risk för påverkan gjorts separat. Likaså behöver bedömningen av fosfor och kväve göras separat eftersom de fungerar på olika sätt. GIS-stödet omfattar därför tre kartor; risk för påverkan med avseende på fosfor, för kväve samt för hälsoskydd.

### 2.1 FRÅN KONCEPT TILL KARTA

Risk för påverkan på recipient bedöms genom en sammanvägning av kriterier för hög skyddsnivå enligt Havs- och vattenmyndighetens (HVMFS 2016:17) allmänna råd för små avloppsanordningar.

Bedömningarna beskrivs i konceptmodeller där varje faktor som innebär risk för påverkan har en egen ruta. För varje ruta sker geografiska analyser i ArcGIS Modelbuilder vilka sedan riskvärderas och normaliseras med en siffra 0-4, för att möjliggöra en sammanvägning av faktorer (Figur 2.1 ).



Figur 2.1 Från koncept baserat på Allmänna råd, via geografisk analys med hjälp av ArcGIS ModelBuilder till flera delkartor med påverkansfaktorer som läggs samman till en resultat-karta som visar sammanvägd risk.

Geografiska analyser som genomförs skiljer sig åt för respektive faktor. Vissa är relativt enkla medan andra är mer komplicerade och omfattar flera steg. I en del av de förberedande stegen sker vektoranalys och i de senare stegen används rasteranalys med en rasterupplösning på 10\*10 meter på nationell geografisk utbredning.

De tre konceptmodellerna som ligger till grund för beräkning av den sammanvägda risken för fosfor, kväve respektive hälsoskydd, datakällorna samt bedömningar och antaganden beskrivs i avsnitt 3.

Analysresultatet av risk för påverkan redovisas i en färgskala från röd (hög risk) till grön (ingen risk), se Tabell 2.1.

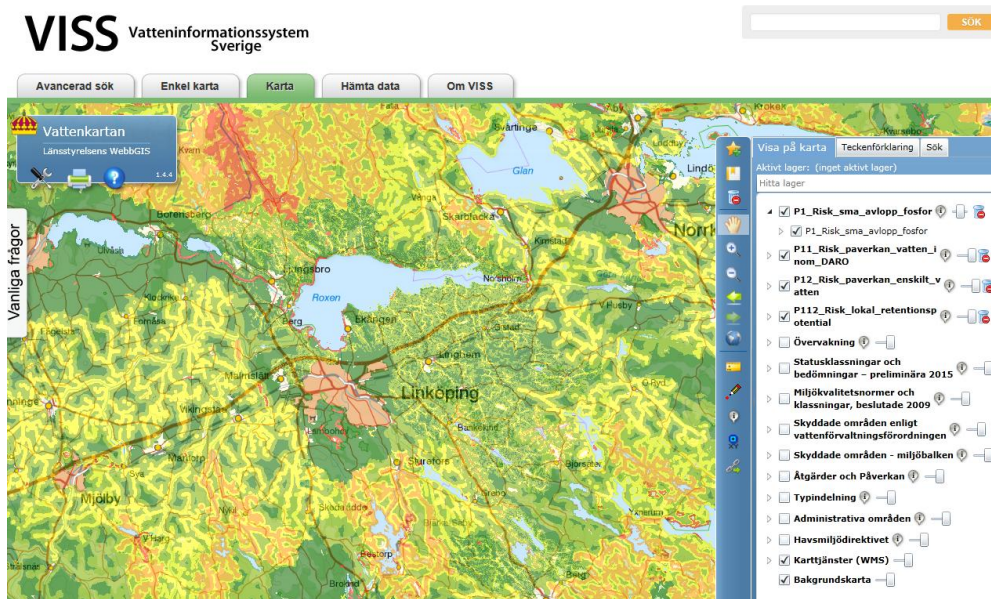
Tabell 2.1 Riskbedömningens färgskala. DARO = delavrinningsområde. Specifikt vatten = närmaste belägna vattenområde.

0	Ett avlopp riskerar inte att påverka vatten inom DARO eller lokalt vatten
1	Ett avlopp har väldigt liten risk att påverka vatten inom DARO eller lokalt vatten
2	Ett avlopp har liten risk att påverka vatten inom DARO eller lokalt vatten
3	Ett avlopp riskerar att påverka vatten inom DARO eller lokalt vatten
4	Ett avlopp har stor risk att påverka vatten inom DARO eller lokalt vatten

De resultat som är relevanta att åskådliggöra för användaren har tillgängliggjorts i form av WMS-tjänster. En WMS-tjänst (WebMapService) är en väletablerad OGC standard (Open Geospatial Consortium) som gör det möjligt att ta del av kartor som ligger på en server, dvs kartorna kan läggas till i det egna GIS-programmet och läsas direkt från servern. Kartorna kan också visas i t ex VISS genom att lägga till WMS-tjänsterna. På så sätt kan kartorna visas tillsammans med andra skikt från Vattenmyndigheterna (se Figur 2.2). För alla tre kartorna tillgängliggörs även ett antal bakomliggande kartskikt för att göra bedömningen av den sammanvägda risken mer transparent för användaren.

GIS-stödets bedömning av risk för påverkan är utformad på ett sätt som även gör det möjligt att använda vid exempelvis VA-planering och tolkning av 6 § i lagen om allmänna vattentjänster.





Figur 2.2 Skikten för fosfor visas tillsammans med andra skikt i VISS, Vattenmyndigheternas karttjänst. Skikten kan göras transparent för att visa bakgrund eller andra lager.

## 2.2 AVGRÄNSNING

GIS-stödet är uppbyggt av dataunderlag tillgängligt år 2016. Kunskap och dataunderlag förbättras kontinuerligt och ny information blir tillgänglig vartefter. GIS-stödet är därför utformat så att nya faktorer kan läggas till och data lätt kan ersättas eller uppdateras.

Två faktorer som efterfrågats, men som inte varit möjlig att inkludera i GIS-stödet, är hotade arter och dikningsföretag.

Vad gäller hotade arter är det framförallt vattenlevande arter som är relevant när det gäller risk för påverkan från små avlopp. Eftersom det år 2016 inte fanns möjlighet att urskilja dessa i tillgänglig information har inte hotade arter tagits med i riskbedömningen. I viss mån täcks behovet av vattenrelaterade Natura 2000-områden, var i skyddsvärda arter är inkluderade.

När det gäller dikningsföretag så har det inte inkluderats eftersom det inte är möjligt att göra automatiserad riskvärdering av dikningsföretag då utformning och status är objektspecifikt.

## 2.3 ANALYSOMRÅDE

### Jordartskartan

Upplösningen på SGUs jordartskarta är inte enhetlig över Sverige eftersom olika karteringsmetoder har tillämpats från område till område och under olika perioder. Den mest detaljerad kartläggningen, som bygger på omfattande fältarbete har utförts främst i tätbefolkade områden i södra Sverige. I gleset bebyggda områden har en mer översiktlig karteringsmetod, som huvudsakligen bygger på flygbildstolkning, tillämpats. Jordartskartans upplösning är en begränsning att beakta i tolkning av riskbedömningen. Osäkerheterna

gäller framförallt bedömning av retentionspotential (kartsikt LR1) samt geologisk risk (kartsikt GR 1).

#### Verksamhetsområde spillvatten klippts bort

Bedömd risk för påverkan har tagits bort i verksamhetsområden (VO) för spillvattensförsörjning, eftersom det inte är aktuellt med små avlopp där. Detta syns som "hål" i kartorna för sammanvägd risk (P1, N1, HS1).

Eftersom det saknas nationellt tillgängliga data på aktuella VO antas att om mer än 50 % av fastigheterna i ett bebyggelseområde (tätort, småort eller fritidshusområde) har *kommunalt avlopp* enligt fastighetstaxeringen är detta område ett VO för spillvatten (analys utförd av SCB).

Fastigheter som ingår i en samfällighet med anslutning till kommunalt avlopp har inte taxeringsuppgift *kommunalt avlopp* och klassas därför inte som ett kommunalt VO enligt ovan analys. Det finns ingen metodik att urskilja samfälligheter med anslutning till allmänt spillvattennät.

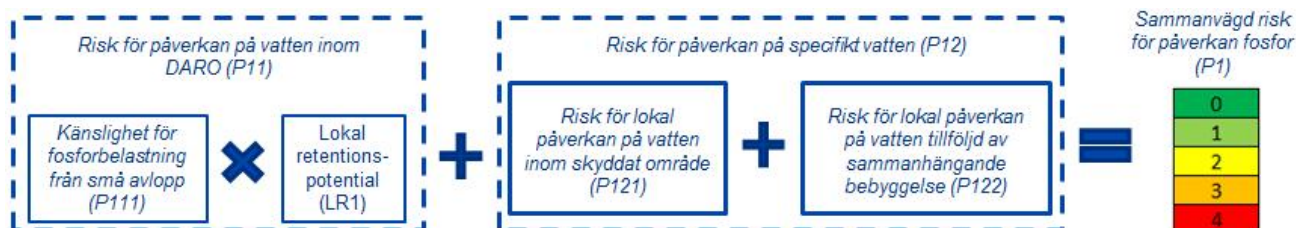
Analysen kan även innebära att enstaka fastigheter som inte ingår i ett VO visas som ansluten till allmänt VA eftersom analysen baseras på hela bebyggelseområdet enligt SCBs gränsdragning.

## 3. BESKRIVNING AV KONCEPTMODELLERNA

### 3.1 FOSFOR

Riskbedömningen för påverkan från utsläpp av fosfor består av två delar

- risk för påverkan på alla vatten inom ett delavrinningsområde (DARO) utifrån vattenförekomstens status
- risk för påverkan på specifika vatten, som inte relateras till DARO.



Figur 3.1 Konceptmodell för fosfor

#### 3.1.1 Risk för påverkan på vatten inom DARO (P11)

Risk för påverkan på vatten inom ett DARO beräknas utifrån vattenförekomstens känslighet för fosforbelastning och risken att fosfor når vattenförekomsten. Därför beräknas risk för påverkan utifrån två faktorer – känslighet för fosforbelastning från små avlopp samt retentionspotential.

Känslighet för fosforbelastning beräknas utifrån en poängskala 0-4. Hög risk innebär att recipientens känslighet tillsammans med retentionsförhållandena gör att fosforbelastning från ett avlopp riskerar att påverka recipienten. Lokalretentionspotential beräknas på en poängskala 1-4. Riskpoängen normaliseras till en poängskala 0-4 enligt Tabell 3.1.

Allt vatten inom ett delavrinningsområde får samma klassning som vattenförekomsten, i enlighet med vattenmyndigheternas metodik.

Tabell 3.1. Riskvärdering och normalisering för påverkan på vatten inom DARO (P11)

Poäng känslighet*retention	Normaliserad riskpoäng
0-2	0
3-6	1
7-10	2
11-13	3
14-16	4

### 3.1.2 Känslighet för fosforbelastning från små avlopp (P111)

För att bedöma hur känslig en recipient är för fosforbelastning används Vattenmyndighetens beräknade beting (eller åtgärdsbehov). En vattenförekomsts beting är den mängd kväve eller fosfor som behöver tas bort för att vattenförekomsterna ska uppnå god status avseende på kvalitetsfaktorn näringsämnen<sup>2</sup>. Vattenmyndigheterna har vid beräkningen av betinget fördelat betinget uppströms utifrån en bedömning av hur stor åtgärdspotentialen är i varje vattenförekomst. Av ca 22 000 vattenförekomster i Sverige har ca 2000 ett fosforbeting.

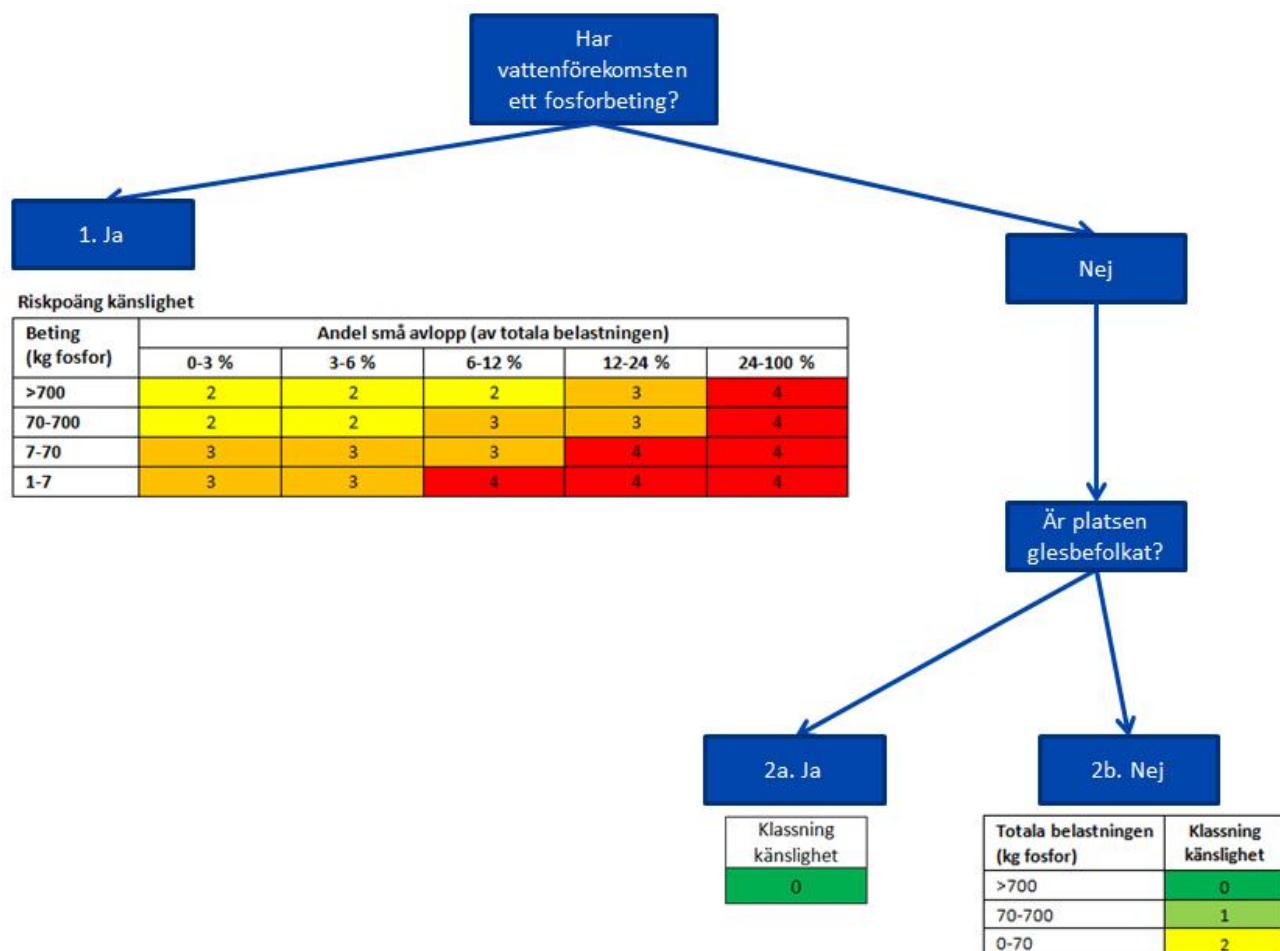
En vattenförekomsts beting sätts i förhållande till hur stor del av den totala fosforbelastningen på recipienten som kommer från små avlopp, se figur 2.4. Metoden är baserad på expertbedömningar och är ett sätt att tillämpa miljökvalitetsnormen för ytvatten. Finns ett beting innebär det någon nivå av risk (det blir aldrig grönt), d v s att ställa krav på hög skyddsnivå kan i någon mån bidra till att miljökvalitetsnormen uppnås.

Genom att använda källfördelningen för fosforbelastningen är en viss skälighetsavvägning inkluderad i riskbedömningen. Kommer 25 % eller mer av fosforbelastningen från små avlopp bedöms höga funktionskrav på avlopp kunna bidra till att miljökvalitetsnormen uppfylls.

I de fall beting saknas görs känslighetsbedömningen utifrån den totala fosforbelastningen till vattenförekomsten. Om den sammanlagda belastningen i ett delavrinningsområde är hög så kommer höga reningskrav på en enskild avloppsanläggning ha liten påverkan på vattenförekomstens status och den anses inte vara känslig med avseende på små avlopp.

<sup>2</sup> Vattenmyndigheterna, 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram.

Är området mycket glest befolkat bedöms risken för påverkan som noll (grön). I modellen definieras mycket glest befolkade områden som områden där antalet invånare är färre än 5000/1000 km<sup>2</sup>.



Figur 3.2 Flödesschema för beräkning av känslighet för fosforbelastning (P111)

Storleken på beting och den totala belastningen relateras i känslighetsanalysen till en mängd fosfor som är baserad på antalet hus med utsläpp enligt normal skyddsnivå det motsvarar (Tabell 3.2). På detta sätt relateras betinget och belastningen till utsläpp från små avlopp. Beräkning av utsläpp enligt normal skyddsnivå är gjord utifrån schabloner<sup>3</sup> samt ett antagande av 3 pe per hus.

Tabell 3.2 Antalet hus med utsläpp enligt normal skyddsnivå (NSN) som motsvaras av olika mängder fosfor

Fosfor (kg)	Motsvarande antal hus med utsläpp enligt NSN
>700	>1000
70-700	100-1000
7-70	10-100
0-7	<10

<sup>3</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd (HVMFS 2016:17) om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten.

### 3.1.3 Lokal retentionspotential

Lokal retentionspotential är en bedömning av risken att fosfor når ytvatten inom ett DARO och är en sammanvägning av hydrologisk och geologisk risk. Värdet på lokal retentionspotential baseras på modell från tidigare GIS-projekt utfört av JTI och SLU<sup>4</sup>, och är en sammanvägning av hydrologisk risk och geologisk risk.

Den hydrologiska risken (Tabell 3.3) bedöms genom att relatera topografiskt avstånd till vatten (den väg vattnet rinner, som yt- eller grundvatten, till närmsta permanenta vattendrag, avstånd), till hur stor tillrinningen är i varje enskild punkt (där vattnet når närmsta vattendrag, tillrinningsområde).

Tabell 3.3 Riskpoäng utifrån klassning av hydrologisk risk baserat på topografiskt avstånd till vatten och storlek på tillrinningen.

Avstånd	Tillrinningsområde (ha)						
	>100	50-100	20-50	10-20	4-10	2-4	<2
0-100	Klass 1	Klass 1	Klass 2	Klass 2	Klass 3	Klass 3	Klass 4
100-200	Klass 1	Klass 2	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 4	Klass 5
200-400	Klass 3	Klass 3	Klass 3	Klass 5	Klass 5	Klass 5	Klass 5
>400	Klass 5	Klass 5	Klass 5	Klass 5	Klass 5	Klass 5	Klass 5

Den geologiska risken har antagits öka med minskad infiltrationsförmåga (jordart) och tunnare jordlager (jorddjup), se Tabell 3.4. Antagandet är här att retentionen minskar om avloppsvattnet inte kan infiltreras i marken.

Tabell 3.4 Riskpoäng utifrån klassning av geologisk risk baserat på jordart och jorddjup

Jorddjup	Sårbarhetsklass jordart		
	Hög	Måttlig	Låg
<1	Klass 1	Klass 1	Klass 1
1-5	Klass 1	Klass 2	Klass 3
>5	Klass 1	Klass 3	Klass 4

I ett sista steg sker en sammanslagning av geologisk och hydrologisk risk genom multiplikation och resultatet omklassas till fyra riskklasser (normaliserad riskpoäng) enligt Tabell 3.5. Observera att riskklasserna här är "omvända" jämfört med i det slutliga verktyget, 1=hög risk och 4=låg.

Tabell 3.5 Sammanslaget geologisk och hydrologisk risk och riskklasser (efter multiplikation) för retentionspotential (LR1)

Hydrologisk risk* Geologisk risk	Riskklass
1	1
2	2
3-4	3
5-20	4

<sup>4</sup> Eveborn, D. och Djodjic, F. 2015. GIS-kartering av miljöskyddsnivå för små avlopp – ett hjälpmedel vid tillstånds- och tillsynsarbete. JTI-rapport 2015, Kretslopp och Avfall nr 53.

### 3.1.4 Risk för påverkan på specifikt vatten (P12)

Till skillnad från risk för påverkan på vatten inom DARO så fokuserar den andra delen av riskbedömningen för fosfor på specifika vatten och en riskklassning tillfaller inte allt vatten inom ett DARO.

Riskbedömningen innehåller två kriterier, skyddat område samt sammanhängande bebyggelse.

### 3.1.5 Risk för lokal påverkan på vatten inom skyddat område (P121)

Samtliga vatten som är belägna inom nationalparker, naturreservat och biotopskydd (7 kap miljöbalken (1998:808)) samt inom vattenrelaterade Natura 2000-områden (3 kap 2§ vattenförvaltningsförordning (2004:660)) ges en buffert om 100 m från strandlinjen. Områden belägna inom dessa 100 m antas ha en högre risk för påverkan och ges riskpoäng 4. Områden belägna utanför ges värdet 0.

Tabell 3.6 Riskpoäng för vatten inom skyddat område (P121)

Inom 100 m från vatten inom skyddat område	Riskpoäng
Ej inom	0
Inom	4

Det finns idag inte tillgänglig data på nationell nivå som anger urskiljning av vattenrelaterad skyddad natur enligt kap 7 på motsvarande sätt som det finns för Natura 2000-områden. Eftersom det har ansetts nödvändigt att risk till vattenrelaterade naturreservat finns med i bedömningen har skiktet naturreservat inkluderats även om det innebär att risk inom vissa naturreservat överskattas.

### 3.1.6 Risk för lokal påverkan på vatten till följd av sammanhängande bebyggelse (P122)

Detta kriterium ska fånga risken för lokal påverkan på en recipient, t.ex. avgränsade vikar från många samlade små avlopp, även om recipienten som helhet inte är känslig för fosforbelastning från små avlopp.

För att kunna göra en förfining av recipienternas riskbedömning har sammanhängande bebyggelse inom 100 m från strandlinjen (alla sjöar och kustvatten, ej vattendrag) fått riskklassning med värdet 2-4 beroende på antal hus. Ju fler hus desto högre riskpoäng (se Tabell 3.7). Sammanhängande bebyggelse definieras i GIS-stödet som minst 20 adresspunkter med max 100 m mellan punkterna.

Tabell 3.7 Riskpoäng för sammanhängande bebyggelse (P122)

Antal hus inom området 100 m från vatten	Riskpoäng
<20	0
20-50	2
51-100	3
>100	4

### 3.2 KVÄVE

Riskbedömningen för påverkan från utsläpp av kväve består av tre delar

- Kustvatten
- Specifikt vatten
- Enskild grundvattentäkt.



Figur 3.3 Konceptmodell för kväve

#### 3.2.1 Risk för påverkan på kustvatten (N11)

Risk för påverkan på kustvatten utgår från samma kriterier som risk för påverkan från fosfor inom ett DARO, med den skillnaden att risken beräknas endast för kustvattenförekomster inom området "avloppskänsliga vatten" (N) enligt Naturvårdsverket. Risk för påverkan på kustvatten beräknas utifrån kustvattnets känslighet för kvävebelastning från små avlopp med samma metod som för fosfor.

Känslighet för kvävebelastning beräknas på en poängskala 0-4. Lokalretentionspotential beräknas på en poängskala 1-4. Riskpoängen normaliseras till en poängskala 0-4 enligt Tabell 3.8.

Tabell 3.8 Riskvärdering och normalisering av poäng för risk för påverkan på kustvatten (N11)

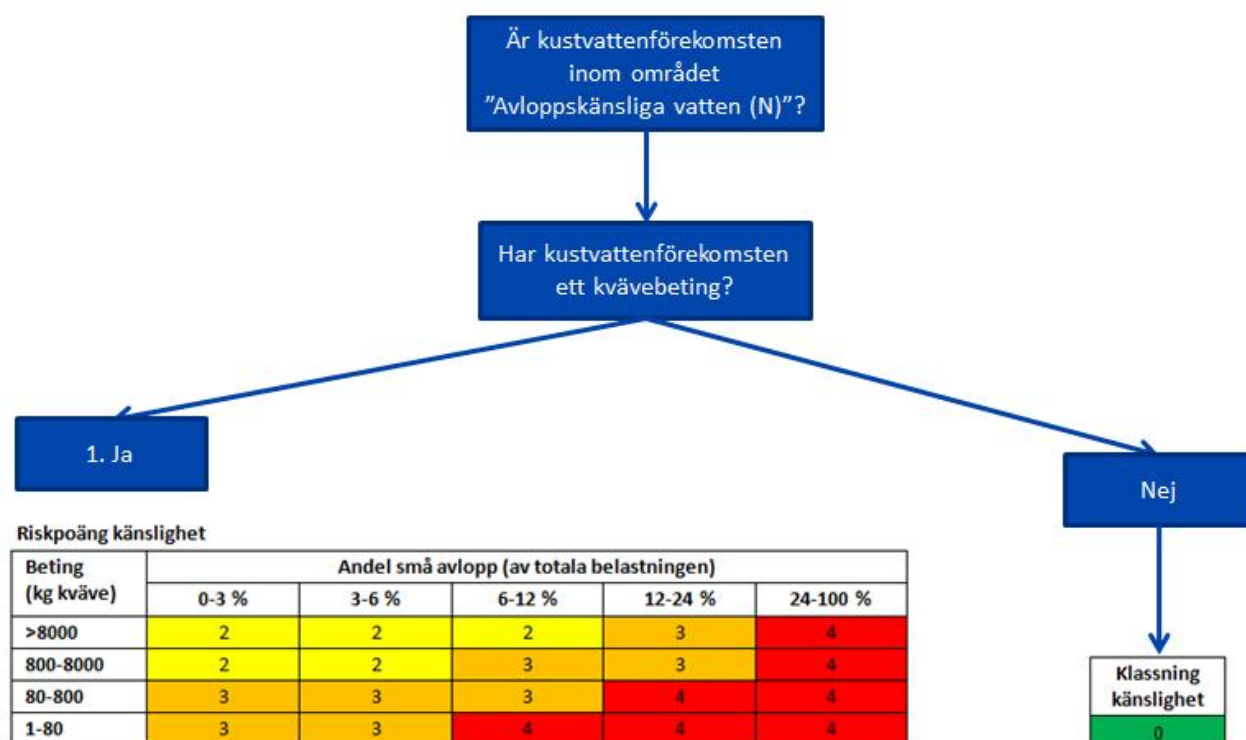
Poäng känslighet*retention	Normaliserad riskpoäng
0-2	0
3-6	1
7-10	2
11-13	3
14-16	4

Allt vatten inom ett DARO får samma klassning som vattenförekomsten, i enlighet med vattenmyndigheternas metodik.

### 3.2.2 Känslighet för kvävebelastning från små avlopp (N111)

Vattenförekomster saknar klassning med avseende på kväve men trots det har vattenmyndigheterna beräknat beting för kväve på samma sätt som man gjort för fosfor. Endast kustvattenförekomster inom området "Avloppskänsliga vatten" enligt avloppsdirektivet (91/271/EEG), omfattas av bedömningen då övrigt vatten inte bedöms vara känsligt för kvävebelastning från små avlopp. Påverkan på övrigt sötvatten antas inte vara styrande av kvävebelastning. För fosfor har betingen även fördelats uppströms på DARO som belastar en vattenförekomst med ett beting. Detta har man inte gjort vad gäller kväve.

Klassningen av känslighet för kvävebelastning utgår från samma metodik som för fosfor, se Figur 3.4.



Figur 3.4 Flödesschema för beräkning av känslighet för kvävebelastning från små avlopp (N111)

Storleken på beting och den totala belastningen relateras i känslighetsanalysen till en mängd kväve som är baserad på antalet hus med utsläpp enligt normal skyddsnivå det motsvarar (Tabell 3.9). På detta sätt relateras betinget och belastningen till utsläpp från små avlopp. Beräkning av utsläpp enligt normal skyddsnivå är gjord utifrån schabloner<sup>5</sup> samt en antagande av 3 pe per hus.

<sup>5</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd (HVMFS 2016:17) om små avloppsanordningar för hushållspillvatten.



Tabell 3.9 Antalet hus med utsläpp enligt normal skyddsnivå (NSN) som motsvaras av olika mängder kväve

Kväve (kg)	Motsvarande antal hus med utsläpp enligt NSN
> 8000	>1000
800-8000	100-1000
80-800	10-100
0-80	<10

### 3.2.3 Lokal retentionspotential (LR1)

Samma bedömningsgrunder används för kväve som för fosfor, se avsnitt 3.1.

### 3.2.4 Risk för påverkan på specifikt vatten (N12)

Risk för påverkan ur kvävesynpunkt beräknas för de sötvatten som omfattas av fisk- och musselvatten enligt vattenförvaltningsförordningen. Fisk- och musselvatten ges en buffert om 100 m från strandlinjen. Områden belägna inom dessa 100 m antas ha en högre risk för påverkan ur kvävesynpunkt och ges riskpoäng 4. Områden belägna utanför ges värdet 0.

Tabell 3.10 Riskpoäng för vatten inom skyddat område (N12)

Inom 100 m från vatten inom skyddat område	Riskpoäng
Ej inom	0
Inom	4

### 3.2.5 Risk för påverkan på enskild grundvattentäkt (N13)

Utsläpp av kväve riskerar att bidra till förhöjda nitrathalter i enskilda dricksvattenbrunnar vilket är en risk ur hälsoskyddssynpunkt. Riskbedömningen görs utifrån en sammanvägning av sammanhängande bebyggelse och geologisk risk, se Tabell 3.11. Många hus nära belägna varandra och genomsläppliga jordar bedöms innebära hög risk.

Tabell 3.11 Riskvärdering och normaliserad riskpoäng för risk för påverkan på enskild grundvattentäkt (N13)

Poäng Bebyggelse*Geologisk risk	Normaliserad riskpoäng
0-2	0
3-6	1
7-10	2
11-13	3
14-16	4

### 3.2.6 Sammanhängande bebyggelse (N131)

Det saknas i dag tillförlitlig och nationellt omfattande data över enskilda dricksvattenbrunnars geografiska placering. För att kunna göra en bedömning av risk för påverkan på enskilda dricksvattenbrunnar antas risken öka med täthet mellan bostadsbebyggelse. Samma definition för sammanhängande bebyggelse används för kväve som för fosfor, se avsnitt 3.1. Ju fler hus desto högre riskpoäng.

Tabell 3.12 Riskpoäng för sammanhängande bebyggelse (N131)

Antal hus	Poäng Bebyggelse
<20	0
20-50	2
51-100	3
>100	4

### 3.2.7 Geologisk risk (GR1)

Geologisk risk baseras på ett förhållande mellan jordarternas sårbarhetsklassning med avseende på grundvatten och jorddjup. En jordart med hög sårbarhet och litet jorddjup ger höga riskpoäng, se Tabell 3.13.

Tabell 3.13 Riskpoäng utifrån klassning av geologisk risk baserat på jorddjup och sårbarhetsklassning utifrån jordart (GR1)

Jorddjup	Sårbarhetsklassning jordart		
	hög	måttlig	låg
< 1 m	4	4	4
1-5 m	4	3	2
> 5 m	3	2	1

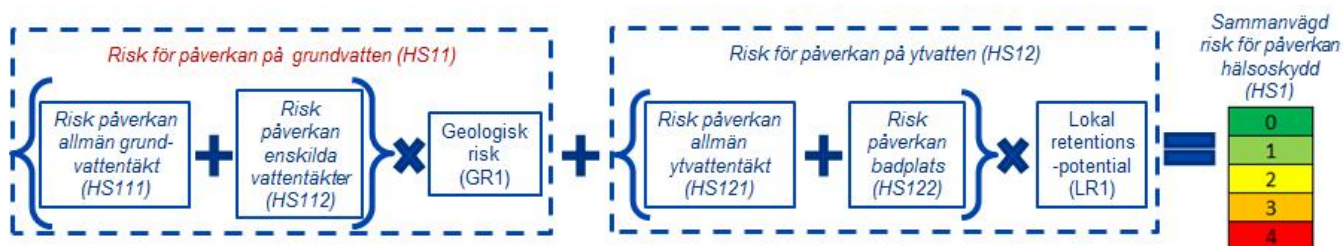
Sårbarhetsklassningen av jordarter skiljer sig åt mellan beräkningarna av lokal retentionspotential (fosforkartan) och beräkningarna för geologisk risk (kvävekartan och hälsoskyddskartan). Lokal retentionspotential avser sårbarhet för ytvatten och geologisk risk avser sårbarhet för grundvatten, se Tabell 3.14.

Tabell 3.14. Sårbarhetsklassning med avseende på ytvatten respektive grundvatten<sup>6</sup>.

Jordart	Sårbarhetsklass ytvatten	Sårbarhetsklass grundvatten
Berg	Hög	Måttlig
Fyllning	Låg	Ej klassat
Grus	Låg	Hög
Isälvs sediment, sand	Låg	Hög
Lera	Hög	Låg
Morän	Måttlig	Måttlig
Moränlera	Hög	Låg
Organisk jordart	Hög	Låg
Sand	Låg	Hög
Silt	Hög	Låg
Sten-block	Hög	Måttlig
Tunt jordtäckte	Hög	Måttlig
Vatten	Hög	Ej klassat
Övrigt	Måttlig	Måttlig

### 3.3 HÄLSOSKYDD

För påverkan ur hälsoskyddssynpunkt utgår beräkningarna istället från potentiella transportvägar av virus och mikrobiella föroreningar i grundvatten respektive ytvatten till möjliga exponeringspunkter, Figur 3.5. Exponeringspunkterna är allmänna och enskilda dricksvattentäkter samt badplatser. Risk för påverkan på de olika exponeringspunkterna normaliseras innan den multipliceras med geologisk risk respektive lokal retentionspotential.



Figur 3.5 Konceptmodell för hälsoskydd

Denna riskbedömning ska tolkas på en övergripande nivå. Då risken bedöms vara hög (3-4) kan det i enskilda fall vara nödvändigt att vidare utreda platsspecifika och mer detaljerade förhållanden som inte är möjliga att använda för beräkningar på nationell nivå. Beräkningarna av risk för påverkan ur hälsoskyddssynpunkt utgår från följande principer:

- Många små avlopp på liten yta innebär större risk.

<sup>6</sup> Thorsbrink M, mfl, 2009. Erfarenhetsrapport sårbarhetskartor för grundvatten anpassade för räddningstjänstens behov, SGU-rapport 2009:5

- Tunna jordlager innebär större risk.
- Risken avtar med avståndet.
- Grundvattenflödet följer topografin, med undantag där det är mycket genomsläppligt.

### 3.3.1 Risk för påverkan på grundvatten (HS11)

Exponeringspunkterna för risk för påverkan på grundvatten är allmänna och enskilda grundvattentäkter. När transportvägen är grundvatten sårbarhetsklassas jordarterna med avseende på grundvatten och bedömningen ger *Geologisk risk*, Tabell 3.13 ovan. Till exempel har lera låg sårbarhet.

I ett första steg normaliseras riskpoäng för de två exponeringspunkterna: allmänna och enskilda grundvattentäkter (Tabell 3.15).

Tabell 3.15 Normaliserad poäng för exponeringspunkter grundvatten

Poäng exponeringspunkter grundvatten	Normaliserad poäng
0	0
1	1
2	2
3	3
4-8	4

I ett sista steg beräknas och normaliseras riskpoäng för påverkan på grundvatten genom att multiplicera risk för påverkan och geologisk risk, se Tabell 3.16.

Tabell 3.16 Riskvärdering och normaliserad riskpoäng för risk för påverkan på grundvatten (HS11)

Risk påverkan*Geologisk risk	Normaliserad riskpoäng
0-2	0
3-6	1
7-10	2
11-13	3
14-16	4

### 3.3.2 Risk för påverkan allmän grundvattentäkt (HS111)

För att kunna urskilja om en allmän vattentäkt (dataunderlag vattenskyddsområde) utgörs av grundvatten eller ytvatten har en GIS-analys gjorts utifrån antagandet att om vattenskyddsområdet till större delen är belägen över ett ytvatten är det en ytvattentäkt.

Områden belägna inom skyddsområde till allmänna grundvattentäkter (samtliga beslutade skyddszoner) antas ha en högre risk för påverkan ur hälsoskyddssynpunkt och ges riskpoäng 4. Områden som inte omfattas av en skyddszon ges värdet 0.

Tabell 3.17 Riskpoäng för allmänna grundvattentäkter (HS111)

Inom VSO för grundvattentäkt	Riskpoäng
Ej inom	0
Inom	4

### 3.3.3 Risk för påverkan enskilda grundvattentäkter (HS112)

Det saknas i dag tillförlitlig och nationellt omfattande data över enskilda dricksvattenbrunnars geografiska placering. För att kunna göra en bedömning av risk för påverkan på enskilda dricksvattenbrunnar antas risken öka med täthet mellan bostadsbebyggelse. För att kunna göra en bedömning av risk för påverkan på enskilda dricksvattenbrunnar antas risken öka med täthet mellan bostadsbebyggelse. GIS-analysen av tätheten görs genom en aggregering av bostäder med högst 200 meters avstånd mellan bostäder. Risken ökar med antalet bostäder med max 200 meters avstånd, se Tabell 3.18. Till skillnad från riskvärderingen av sammanhängande bebyggelse i fosfor- och kvävemodellerna, bedöms det finnas en risk redan vid 5 bostäder och med större avstånd mellan bostäderna.

Tabell 3.18 Riskpoäng för påverkan på enskilda vattentäkter (HS112)

Antal hus	Poäng Bebyggelse
0-5	0
5-20	2
21-50	3
>50	4

### 3.3.4 Geologisk risk (GR1)

Samma bedömningsgrunder används för hälsoskydd som för kväve, se avsnitt 3.2

### 3.3.5 Risk för påverkan på ytvatten (HS12)

Exponeringspunkterna för risk för påverkan på ytvatten är allmänna ytvattentäkter samt badplatser. När transportvägen är ytvatten sårbarhetsklassas jordarterna med avseende på ytvatten och bedömningen resulterar i *Lokal retentionspotential*. Risk för påverkan på de olika exponeringspunkterna normaliseras innan den multipliceras med lokal retentionspotential.

I ett första steg normaliseras riskpoäng för de två exponeringspunkterna: allmänna ytvattentäkter och allmänna badplatser (Tabell 3.19).

Tabell 3.19 Normaliserad poäng för exponeringspunkter ytvatten

Poäng exponeringspunkter ytvatten	Normaliserad poäng
0	0
1	1
2	2
3	3
4-8	4

I ett sista steg beräknas och normaliseras riskpoäng för påverkan på ytvatten genom att multiplicera risk för påverkan och lokal retentionspotential (Tabell 3.20).

Tabell 3.20 Normaliserad riskpoäng för risk för påverkan på ytvatten (HS12)

Risk påverkan *retentionspotential	Normaliserad riskpoäng
0-2	0
3-6	1
7-10	2
11-13	3
14-16	4

### 3.3.6 Risk påverkan på allmän ytvattentäkt (HS121)

Områden belägna inom skyddsområde till allmänna ytvattentäkter (samtliga beslutade skyddszoner) har en högre risk för påverkan ur hälsoskyddssynpunkt och ges riskpoäng 4. Områden som inte omfattas av en skyddszon ges värdet 0.

Tabell 3.21 Riskpoäng för allmänna ytvattentäkter (HS121)

Inom VSO för ytvattentäkt	Riskpoäng
Ej inom	0
Inom	4

### 3.3.7 Risk för påverkan badplats (HS122)

Bedömning badplats görs för samtliga badplatser registrerade på *Badplatsen* (Havs- och vattenmyndighetens och Folkhälsomyndighetens sida om kommunernas badplatser). *Badplatsen* omfattar EU-bad och andra allmänna badplatser rapporterade av kommuner. Detta innebär att kommunala badplatser som inte rapporteras till HaV inte omfattas av riskanalysen.

EU-badplatser ges en buffert om 100 m. Områden belägna inom 100 m bedöms ha en högre risk för påverkan och ges riskpoäng 4. Eftersom det finns en risk för att en badplats påverkas från ett utsläpp inom det DARO där badplatsen är belägen ges hela DARO med badplats (inkl 100 m buffert) riskpoäng 2. Den gula färgen bör uppmärksamma miljöinspektören på att beakta risk. Den del av DARO som är belägen nedströms badplatsen utgör givetvis ingen risk. Detta har dock inte varit

möjligt att inkludera i bedömningen. DARO utan badplats ges riskpoäng 0.

Tabell 3.22 Riskpoäng för närhet till allmänna badplatser (HS122)

Närhet till badplats	Riskpoäng
Ingen badplats i DARO	0
Inom DARO med badplats, inkl 100 m buffert	2
Inom 100 m från badplats	4

Dataunderlaget för badplatserna brister i kvalitet. En badplats kan tex ligga flera 100 m ut i vattnet. Felintervallen i dataunderlaget är för stora för att man ska kunna justera det i modellen.

### 3.3.8 Lokal retentionspotential (LR1)

Samma bedömningsgrunder används för hälsoskydd som för kväve och fosfor, se avsnitt 3.1.

## 4. ATT ANVÄNDA GIS-STÖDET

GIS-kartorna syftar till att utgöra ett stöd för beslut av skyddsnivå enligt 2 kap 3§ miljöbalken (MB) vid prövning av små avlopp och baseras på de bedömningskriterier som anges i de allmänna råden samt retention. Vid användningen av GIS-stödet är det viktigt att komma ihåg följande:

- GIS-kartorna utgör stöd för beslut om skyddsnivå enligt 2 kap 3§ MB (försiktighetsprincipen) och i viss mån 2 kap 7§ MB (skälighetsbedömningen), men inte 2 kap 4§ MB (lokaliseringen). GIS-kartorna kan tex aldrig ersätta en provgrop eller ta hänsyn till enskilda dricksvattentäkters placering.
- GIS-kartorna visar risk för påverkan, inte skiljelinjer mellan normal och hög skyddsnivå. En enskild bedömning utifrån lokal information återstår eftersom det inte är möjligt att inkludera fastighetsspecifika förhållanden i en nationell analys. Så även om GIS-kartan visar låg risk för påverkan kan det fortfarande finnas en viss risk vilken behöver bedömas utifrån en platsspecifik information. GIS-kartorna syftar till att hamna rätt i bedömningen på en övergripande nivå. Ett grönt resultat, d v s ingen eller liten risk för påverkan, kan tolkas som att skäl till att ställa krav enligt hög skyddsnivå saknas. Med ökad risk, gult till rött, ökar skälen till att överväga att ställa krav enligt hög skyddsnivå.
- Modellen har utvecklats med en särskild ansats att inkludera en vetenskapligt baserad bedömning av retention samt påverkan på miljökvalitetsnormen för ytvatten med avseende på näringsämnen. Detta med anledning av att det är parametrar som är relativt komplicerade att bedöma i varje enskilt fall och som därmed lämnar stora utrymmen för tolkning.
- Modellen har ingen direkt koppling till specifika tekniska lösningar utan ska användas generellt (oberoende av teknik).

Vilken typ av anläggning som är lämplig styrs både av platsens förutsättningar (om det till exempel inte är möjligt med infiltration) och av vilka krav på rening som är rimliga. En hög riskklass innebär att höga krav på rening alternativt skyddsåtgärder för att begränsa risk för smittspridning bör ställas, och den teknik som då väljs kan betraktas som en form av skyddsåtgärd.

## 5. HÄR HITTAR DU GIS-STÖDET

Information om var man kan hämta kartsnitten finns på Havs- och vattenmyndighetens sidor om små avlopp på HaV:s hemsida ([www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)).



## VI ÄR WSP

WSP är ett av världens ledande analys- och teknikkonsultföretag. Vi verkar på våra lokala marknader med stöd av global expertis. Som tekniska experter och strategiska rådgivare har vi tillgång till ingenjörer, tekniker, naturvetare, planerare, utredare och miljöspecialister liksom professionella projektörer, konstruktörer och projektledare. Vi erbjuder hållbara lösningar inom Hus & Industri, Transport & Infrastruktur och Miljö & Energi. Med drygt 39 000 medarbetare på 500 kontor i 40 länder medverkar vi till en hållbar samhällsutveckling. I Sverige har vi omkring 4 000 medarbetare. [wsp.com](http://wsp.com)

### WSP Sverige AB

601 86 Norrköping  
Besök: Södra Grytsgatan 7

T: +46 10 7225000  
Org nr: 556057-4880  
Styrelsens säte: Stockholm  
[wsp.com](http://wsp.com)

