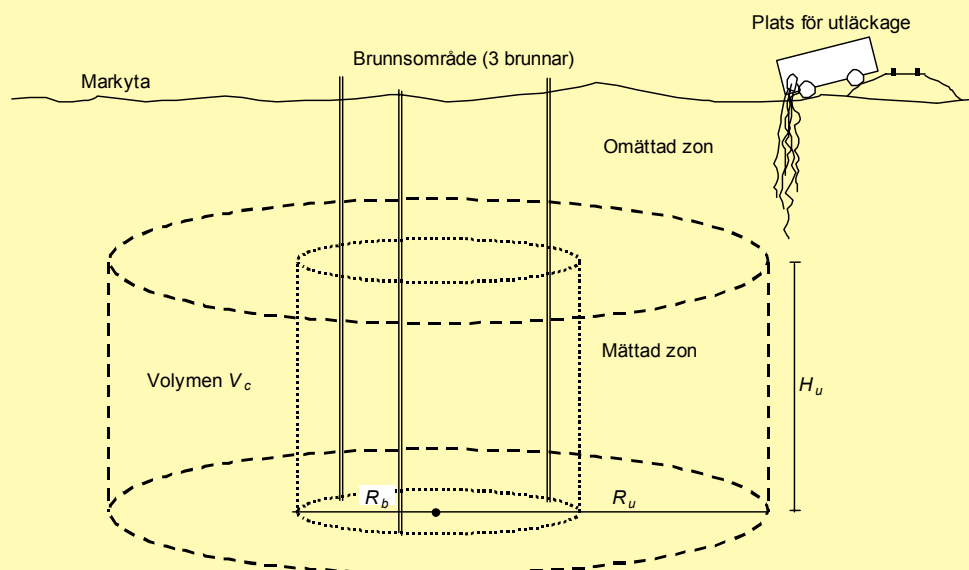




STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Risikanalys av områden där järnvägstrafik berör vattentäkter och andra vattenresurser – Metodutveckling

PÄR-ERIK BACK
BENGT ROSÉN



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia 513

Risikanalys av områden där järnvägstrafik berör vattentäkter och andra vattenresurser – Metodutveckling

PÄR-ERIK BACK
BENGT ROSÉN

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI Litteraturtjänsten Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--01/513--SE
Projektnummer SGI	10079
Dnr SGI	1-9903-219
©	Statens geotekniska institut

Förord

I denna FoU-rapport presenteras en metod för riskanalys av områden där järnvägstrafik, i synnerhet transporter av farligt gods på järnväg, berör vattentäkter och andra vattenresurser. De grundläggande principerna för metodiken har hämtats från Vägverkets publikation 98:064 men med omarbetningar och kompletteringar i vissa delar för att passa Banverkets behov. Den tillämpade metodiken i rapporten hanterar inte bara petroleumprodukter utan även andra typer av flytande farligt gods. I rapporten ligger tyngdpunkten på grundvattentäkter medan metodiken för ytvattentäkter har en lägre ambitionsnivå.

Rapporten som presenteras är en teknisk sammanställning och ingen handbok i egentlig mening. Det har i första hand varit Banverkets och författarnas ambition att presentera en metodik för hur riskanalyser på olika nivåer skall utföras. Flera av de ekvationer och angreppssätt som presenteras förekommer frekvent i annan litteratur medan några, såvitt författarna känner till, är nya. Därför redovisas bakgrund och principer för beräkningarna relativt noggrant. Detta medför att rapporten kan uppfattas som tung och svårläst. En kortfattad handledning (kapitel 9) har därför tillförts för att illustrera hur man praktiskt kan gå tillväga för att använda metodiken. I en eventuell handbok kan textmassan i flera avsnitt minskas betydligt så att metodiken blir lättare att ta till sig, samtidigt som olika exempelberäkningar och illustrationer bör redovisas.

Rapporten har författats av Pär-Erik Back och Bengt Rosén, SGI. Banverkets projektledare har varit Malin Kotake (SM). Arbetet med metodutvecklingen har följts av en referensgrupp där, förutom ovanstående, Niklas Löwegren (BBG) samt Åsa Belander (MN) deltagit. Lars Rosén, Chalmers Tekniska Högskola och Scandiaconsult Sverige AB, har fungerat om teknisk expert. Sven Fredén, Herrbeta Järnvägsconsult, har utvecklat metodiken för att beräkna sannolikheter för järnvägsolyckor som sammanfattas i avsnitt 4.1. Vägverket och Scandiaconsult Sverige AB har bidragit med de hydrogeologiska typmiljöerna i bilaga 1. Ett särskilt tack riktas till Per-Olof Johansson, VBB Viak och Sven Follin, SF geoLogic, som granskat rapporten och kommit med många värdefulla synpunkter.

Linköping, oktober 2001

Pär-Erik Back

Bengt Rosén

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	7
1 INLEDNING	8
1.1 BAKGRUND	8
1.2 SYFTE	8
1.3 AVGRÄNSNINGAR	8
2 METODIK FÖR RISKANALYS	9
2.1 RAPPORTENS TERMINOLOGI	9
2.2 STATISTISKA PRINCIPER	10
2.2.1 Bayesiansk statistik	10
2.2.2 Stokastiska variabler och fördelningar	11
2.3 FÖRESLAGEN METODIK	12
3 GRUPPERING AV FARLIGT GODS UR SPRIDNINGSSYNPUNKT	15
3.1 KONCEPTUELL BESKRIVNING	15
3.2 METOD FÖR GRUPPERING AV FARLIGT GODS – NIVÅ 1	15
3.3 METOD FÖR GRUPPERING AV FARLIGT GODS – NIVÅ 2	16
4 SANNOLIKHET FÖR OLYCKA OCH UTLÄCKAGE AV FARLIGT GODS	20
4.1 OLYCKA MED FARLIGT GODS PÅ JÄRNVÄG	20
4.1.1 Allmänt	20
4.1.2 Olyckstyper	20
4.1.3 Exponeringsvariabler	21
4.1.4 Intensiteter	21
4.1.5 Hastighetsklasser	21
4.1.6 Beräkningsgång	22
4.2 UTLÄCKAGE AV FARLIGT GODS	24
4.2.1 Konceptuell beskrivning	24
4.2.2 Sannolikhet för olycka med utläckage, $P_o \cdot P_u$ – nivå 1	24
4.2.3 Sannolikhet för olycka med utläckage, $P_o \cdot P_u$ – nivå 2	25
4.2.4 Utläckande volym, V_u – nivå 1 och 2	25
5 SANNOLIKHETSBERÄKNINGAR FÖR GRUNDVATTENTÄKTER	27
5.1 UTBREDNING OCH MARKINFILTRATION AV FÖRORENINGEN	27
5.1.1 Konceptuell beskrivning	27
5.1.2 Spillyta på marken, A_u – nivå 1	28
5.1.3 Spillyta på marken, A_u – nivå 2	29
5.1.4 Sannolikhet för infiltration i marken, P_i – nivå 1 och 2	29
5.2 FÖRORENINGENS FLÖDE GENOM OMÄTTAD ZON	31
5.2.1 Konceptuell beskrivning	31
5.2.2 Sannolikhet för vertikalt flöde till mättad zon, P_m – nivå 1	33
5.2.3 Sannolikhet för vertikalt flöde till mättad zon, P_m – nivå 2	34
5.2.4 Sannolikhet för otillräcklig vertikal uppehållstid, P_v – nivå 1	36
5.2.5 Sannolikhet för otillräcklig vertikal uppehållstid, P_v – nivå 2	37
5.3 FÖRORENINGENS TRANSPORT I MÄTTAD ZON	39
5.3.1 Konceptuell beskrivning	39
5.3.2 Sannolikhet för ogynnsam strömningsriktning, P_s – nivå 1 och 2	39
5.3.3 Sannolikhet för otillräcklig horisontell transporttid, P_h – nivå 1	40
5.3.4 Sannolikhet för otillräcklig horisontell transporttid, P_h – nivå 2	41
5.3.5 Andra misslyckandekriterier för beräkning av P_h	45

6	SANNOLIKHETSBERÄKNINGAR FÖR YTVATTENTÄKTER.....	47
6.1	KONCEPTUELL BESKRIVNING.....	47
6.2	FÖRORENINGENS UTBREDNING.....	48
6.2.1	Från banvall till recipient.....	48
6.2.2	Strömmande vattendrag.....	48
6.2.3	Sjöar.....	49
6.3	SANNOLIKHET FÖR ATT SANERING MISSLYCKAS.....	49
6.3.1	Allmänt.....	49
6.3.2	Från banvall till vattendrag.....	49
6.3.3	Strömmande vattendrag.....	49
6.3.4	Sjöar.....	50
7	BERÄKNING AV KONSEKVENSKOSTNADER.....	52
7.1	PRINCIPER.....	52
7.2	SANERINGSKOSTNADER.....	53
7.2.1	Beräkningsmetodik.....	53
7.2.2	Kostnader för sanering av markytan, C_m	55
7.2.3	Kostnader för sanering av omättad zon, C_v	56
7.2.4	Kostnader för sanering av mättad zon, C_h	57
7.2.5	Kostnader för sanering av ytvatten, C_q och C_s	57
7.3	ERSÄTTNINGSKOSTNADER, C_E	58
7.4	IN-SITUVÄRDEN, C_I	58
7.5	DISKONTERING AV KOSTNADER.....	59
8	BERÄKNING AV RISK.....	60
8.1	BERÄKNINGSPRINCIP.....	60
8.2	GRUNDVATTENTÄKTER – NIVÅ 1.....	60
8.3	GRUNDVATTENTÄKTER – NIVÅ 2.....	60
8.4	YTVATTENTÄKTER.....	61
9	PRAKTISKA RÅD FÖR BERÄKNINGARNA.....	62
9.1	FÖRSLAG TILL ARBETSGÅNG.....	62
9.2	BERÄKNING I KALKYLPROGRAM.....	64
9.3	HANTERING AV OSÄKERHETER.....	64
9.3.1	Stokastiska variabler.....	64
9.3.2	Stokastisk simulering (Monte Carlo).....	65
9.3.3	Punktskattningsmetoden.....	66
9.4	METODIKENS BEGRÄNSNINGAR.....	67
10	RISKVÄRDERING.....	68
10.1	RISKREDUCERANDE ÅTGÄRDER.....	68
10.1.1	Allmänt.....	68
10.1.2	Olycksförebyggande åtgärder.....	68
10.1.3	Utsläppsförebyggande åtgärder.....	69
10.1.4	Skyddsåtgärder i terrängen.....	69
10.1.5	Insatsplaner.....	69
10.1.6	Riskreducerande åtgärder i beräkningsmetodiken.....	69
10.2	BESLUTSANALYS (KOSTNADS-NYTTOANALYS).....	70
10.2.1	Målfunktion.....	70
10.2.2	Val av skyddsåtgärd.....	71
	REFERENSER.....	73
	SKRIFTLIGA REFERENSER.....	73
	MUNTliga KÄLLOR.....	76
	BILAGA 1: HYDROGEOLOGISKA TYPMILJÖER.....	77
	BILAGA 2: FELTRÄD – SKADAT TÄTSKIKT.....	95

Sammanfattning

Järnvägar passerar idag i närområdet till flera hundra vattentäkter i Sverige. På en stor mängd av dessa järnvägssträckor transporteras farligt gods som vid en eventuell olycka riskerar att läcka ut och förorena yt- och grundvattentäkter. Statens geotekniska institut har fått i uppdrag av Banverket att utveckla en metodik för riskanalys av sådana områden. Metodiken är främst inriktad mot vattentäkter men kan i princip även användas för andra typer av vattenresurser. Endast flytande farligt gods hanteras i metodiken.

Metodiken kan tillämpas på två olika komplexitetsnivåer, nivå 1 och nivå 2, där nivå 1 innehåller kraftiga förenklingar för att underlätta analysen. Riskanalys enligt nivå 2 tar hänsyn till vilka typer av farligt godsvätskor som kan spridas samt deras spridningsegenskaper, vilket leder till mer komplicerade beräkningar.

Risken som en vattenresurs utsätts för på grund av farligt godstransporterna uttrycks i metodiken som en *förväntad årlig kostnad* och beräknas enligt följande princip:

Risken = Sannolikhet för olycka där vattenresursen skadas $\times$ Konsekvens av olyckan

Metodiken innehåller ett antal modeller med vars hjälp det är möjligt att beräkna risken samt bedöma vilka åtgärder som är samhällsekonomiskt mest försvarbara att genomföra för att skydda vattenresursen. Metodiken består av följande delar:

- En *statistisk olycksmodell*
- En *geologisk modell*
- Ett antal *spridningsmodeller*
- En *ekonomisk modell*
- En övergripande *beslutsmodell*

Den *statistiska olycksmodellen* beskriver sannolikheten att en olycka med farligt gods inträffar under olika förhållanden samt att det sker ett utsläpp. Från den *geologiska modellen* erhålls hydrogeologiska schablonvärden, exempelvis hydraulisk konduktivitet, för olika svenska geologiska typmiljöer. De *spridningsmodeller* som används utgörs av relativt enkla analytiska modeller av föroreningstransport. Modellerna beskriver hur farligt godsvätskan sprids till markytan, genom jordlagren, via grundvattnet eller ytvatten till en vattentäkt. Osäkerheter i indata kan hanteras genom stokastiska variabler som tilldelas sannolikhetsfunktioner, följt av stokastiska simuleringar (Monte Carlo). Den *ekonomiska modellen* beskriver hur konsekvenserna av en olycka med farligt gods kan kvantifieras i ekonomiska termer. Konsekvenserna kan bl.a. vara att banvall och omgivande mark, yt- eller grundvatten förorenas samt att vattentäkten blir obrukbar för en kortare eller längre tidsperiod. Detta leder till saneringskostnader av jord och grundvatten samt kostnader för att ordna alternativ vattenförsörjning för industrier och privatpersoner. Dessutom kan bl.a. vattenresursens ekologiska värden påverkas.

En *beslutsmodell*, baserad på kostnads-nyttoanalys, användas för att bedöma om de beräknade riskerna är acceptabla eller ej samt vilka skyddsåtgärder som är samhällsekonomiskt försvarbara att genomföra. I ett särskilt kapitel redovisas praktiska råd hur metodiken bör tillämpas.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Där järnvägar passerar i anslutning till vattenresurser uppstår en konflikt mellan olika intressen. Detta är särskilt påtagligt i de områden där farligt gods transporteras på järnvägar genom skyddsområden för vattentäkter. Sveriges geologiska undersökning (SGU) har gjort en inventering av sådana områden varvid 234 allmänna vattentäkter som berörs av järnvägar identifierades (Carlstedt & Åsman, 1997). Inventeringen är dock inte heltäckande utan det förekommer ytterligare vattentäkter som berörs av järnvägarna. Inventeringen omfattar både yt- och grundvattentäkter.

I en statusrapport till Banverket har Statens geotekniska institut (SGI) bl.a. givit förslag till hur Banverket bör gå vidare för att kunna hantera områden där järnvägstrafik berör vattenresurser, i första hand vattentäkter (Back et al., 1999). I rapporten förslås bl.a. att en metodik för riskanalys bör tas fram. Vägverket (1998) har tidigare tagit fram en sådan metodik som avser transport av petroleumprodukter på vägar i anslutning till vattentäkter. Under 1999 beviljade Banverket SGI FoU-medel för att utarbeta en liknande metodik för riskanalys av vattentäkter i anslutning till järnvägar. I denna rapport redovisas resultatet av detta arbete.

1.2 Syfte

Syftet med arbetet har varit att ta fram en metodik för riskanalys som är anpassad till förhållandena vid järnvägar och som Banverket kan använda för olika ändamål. Metodiken skall kunna användas på olika detaljnivåer; både för översiktlig riskklassificering av ett stort antal områden och för mer detaljerad analys av skyddsbehov för enskilda vattentäkter. Det skall även kunna vara ett verktyg för att tydliggöra riskerna som vattentäkter är utsatta för och som ett hjälpmedel i en beslutsanalys (kostnads-nyttoanalys). Metodiken för översiktlig riskklassificering redovisas i en separat rapport (Back, 2001).

1.3 Avgränsningar

Syftet med uppdraget har inte varit att ta fram en handbok utan att i första hand utveckla en strukturerad metodik som Banverket kan använda sig av. Metodiken har begränsats till att hantera risker med transporter av farligt gods på järnväg, d.v.s. järnvägens driftskede. Risker med läckage från smörjsystem och drivmedelstankar på järnvägsfordon behandlas emellertid inte (ämnen i smörjsystem och drivmedelstankar är per definition inte farligt gods). Denna avgränsning gjordes inledningsvis i samråd med Banverket, bl.a. på grund av det bristfälliga statistiska underlaget som finns för dessa typer av läckage och olyckshändelser. Av samma anledning behandlas inte heller risker under byggskedet av en järnväg. Däremot finns det inget krav att järnvägen måste vara befintlig för att metodiken skall kunna användas – riskanalysen kan utföras även för planerade järnvägssträckningar.

2 Metodik för riskanalys

2.1 Rapportens terminologi

Terminologin inom riskområde är inte enhetlig och olika författare använder ofta likartade begrepp på varierande sätt. Det är därför nödvändigt att definiera innebörden i ett antal termer som används i denna rapport. I stora drag överensstämmer dessa med den terminologi som Räddningsverket (1989) använder, dock med vissa skillnader. Följande definitioner används:

Konsekvens

Konsekvens är resultatet av en *skadehändelse*. I denna rapport uttrycks konsekvensen i monetära termer, d.v.s. som en kostnad (konsekvenskostnad).

Risk

I denna rapport definieras risk som produkten av *sannolikheten* för att en skadehändelse inträffar och *konsekvensen* som denna händelse medför.

Riskanalys

Riskanalys används för att kunna analysera och bedöma risknivåer för enskilda skadeobjekt eller för en noggrannare jämförelse mellan några olika *skadeobjekt*. Riskanalysen bör normalt innehålla beräkningar och uppskattningar av sannolikheter och konsekvenser. Detta kan ske med hjälp av datorer och olika beräkningsmodeller. Riskanalysen ger således, som den beskrivs i denna rapport, en kvantitativ beräkning av risken. Riskanalysen skall utföras på vetenskaplig grund. Efter genomförd riskanalys följer normalt en *riskvärdering*.

Riskanalys kan även utföras på en mer översiktlig nivå om riskanalysmodellen så tillåter. En sådan översiktlig riskanalys kan, på samma sätt som *riskmatrisen*, vara ett hjälpmedel vid *riskklassificering* av ett stort antal skadeobjekt.

Riskidentifiering

Identifiering av riskobjekt och skadeobjekt.

Riskklassificering

En uppdelning av *skadeobjekten* i olika grupper med avseende på den risk som de är utsatta för. Riskklassificeringen syftar till att rangordna de olika skadeobjekten (vattentäkterna), vilket bl.a. kan ske med hjälp av en *riskmatris*. Riskklassificering är ett grovt verktyg som kan användas utan att man har detaljkunskap om de olika objekten som skall rangordnas. Den är främst en kvalitativ metod utan komplicerade beräkningar, se Back (2001). Resultatet av riskklassificeringen är att fortsatta insatser koncentreras till en mindre grupp prioriterade objekt.

Riskmatris

Riskmatrisen är ett hjälpmedel för att kvalitativt bedöma risker. Den ena axeln i matrisen utgörs av *sannolikheten* för skada och den andra axeln av skadans *konsekvens*. Genom att markera de olika *skadeobjekten* i matrisen kan man identifiera de objekt som är utsatta för störst risk.

Riskobjekt

Riskobjekt innehåller riskkällor som kan förorsaka allvarliga skadehändelser. I denna rapport utgörs riskobjektet av farligt godstransporterna, eller mer specifikt av de tankvagnar som är fyllda med farligt gods i form av vätska.

Riskvärdering

Risikanalysen resulterar i ett mått på risken men genom riskvärderingen beslutas om risken kan accepteras eller ej. Riskvärderingen, som den definieras i denna rapport, syftar till att värdera och jämföra risker så att väl underbyggda beslut kan fattas. Beslutsanalys kan vara ett hjälpmedel i riskvärderingen, t.ex. kostnads-nyttoanalys. De risker som finns vara för höga skall åtgärdas. Riskvärderingen innefattar bl.a. ekonomiska, politiska och tekniska bedömningar. I vissa sammanhang innebär termen riskvärdering enbart en betraktelse av hur risken upplevs, dock ej i denna rapport.

Skadehändelse

En skadehändelse är en oavsiktlig och tidsmässig oförutsedd händelse som medför skada. Olycka används synonymt med skadehändelse.

Skadeobjekt - skyddsobjekt

Det objekt som hotas vid en skadehändelse, d.v.s. i detta fall en vattentäkt. I princip kan analysen i rapporten tillämpas även på andra skadeobjekt/skyddsobjekt än vattentäkter, t.ex. vattenresursen som sådan. Detta kan innebära att man vill undvika att föroreningen når grundvattenmagasinet överhuvudtaget eller att föroreningen sprids längre än ett visst avstånd från järnvägen.

I rapporten är ”skadeobjekt” i stort sett synonymt med ”objekt”. Även benämningen ”skyddsobjekt” kan förekomma som synonym.

Skyddsåtgärd

En åtgärd som reducerar risken (sannolikheten eller konsekvensen). Skyddsåtgärderna kan vara direkta fysiska skydd i marken i form av t.ex. tätskikt, eller andra åtgärder som t.ex. ändrade rutiner, tekniska lösningar, föreskrifter, insatsplaner etc.

Vattentäkt

Med vattentäkt avses såväl kommunala som större privata vattentäkter. Även andra vattenresurser än vattentäkter kan hanteras men metodiken är i dessa fall inte heltäckande utan vissa kompletteringar krävs. De svårigheter som i sådana fall uppkommer är främst kopplade till hur den horisontella föroreningstransporten skall hanteras samt hur resursen skall värderas.

2.2 Statistiska principer

2.2.1 Bayesiansk statistik

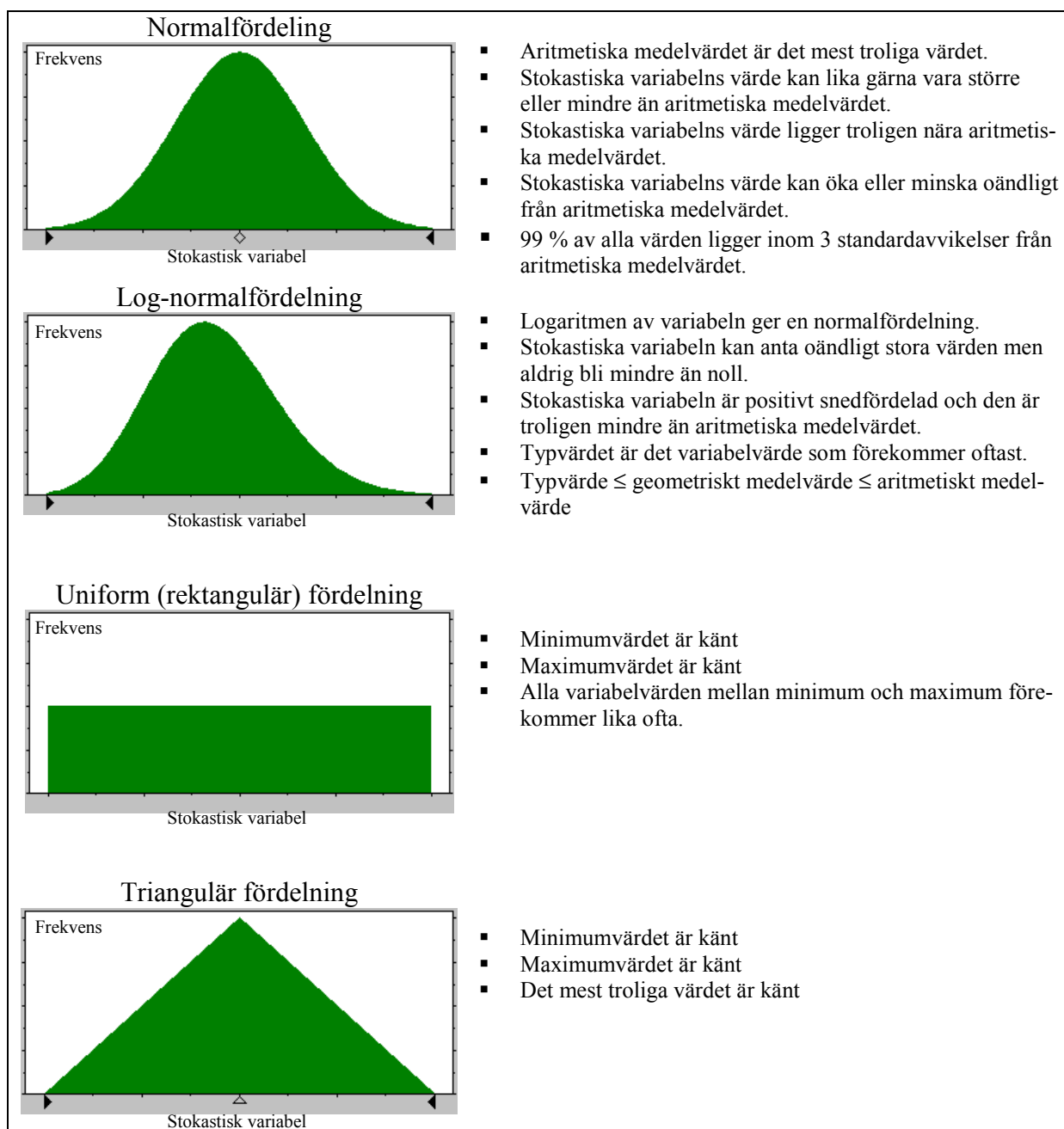
Den föreslagna metodiken bygger på de principer som redovisas av Vägverket (1998). Ett statistiskt, Bayesianskt angreppssätt används, vilket till skillnad från klassisk statistik bl.a. innebär att erfarenhetsmässiga skattningar (mjuka data) kan användas i kombination med mätdata. Den Bayesianska statistiken hanterar s.k. betingade sannolikheter, d.v.s. sannolikheten för att en viss händelse skall inträffa till följd av en annan händelse (Stejmar Eklund, 1999). Metodiken medför att en kedja av osäkra händelser kan hanteras på ett förhållandevis enkelt sätt.

Inom den klassiska statistiken krävs verkliga provtagningar för att statistiska parametrar skall kunna skattas. Om endast ett fåtal prover är tillgängliga får skattningen en låg säkerhet och klassisk statistik är inte meningsfull att använda (Vägverket, 1998). Bayesiansk statistik kräver ingen tillgång på uppmätta data utan statistiska parametrar kan skattas baserat på tidigare erfarenhet. De statistiska parametrarna kommer därmed att spegla kunskapsnivån hos använ-

daren. Då ytterligare information tillkommer kan skattningen uppdateras. Metodiken bygger på att användaren är kapabel att genomföra tillförlitliga skattningar av de statistiska parametrarna.

2.2.2 Stokastiska variabler och fördelningar

Ett flertal av de variabler som ingår i beräkningarna hanteras som stokastiska variabler. Detta innebär att de har en viss osäkerhet som kvantifieras genom att de tilldelas en statistisk fördelning (sannolikhetsfördelning). Det är användarens ansvar att bestämma vilka variabler som skall behandlas som stokastiska och vilka fördelningar de skall tilldelas (se avsnitt 9.3).



Figur 2.1 Exempel på vanliga sannolikhetsfördelningar och deras egenskaper (efter Stejmar Eklund, 1999).

Platsspecifika data bör användas i så stor utsträckning som möjligt för variablerna. Där inga sådana finns till hands kan i vissa fall schablonvärden användas. Exempel på schablonvärden redovisas bl.a. för de hydrogeologiska typmiljöerna i **bilaga 1**.

De sannolikhetsfördelningar som används i rapporten är desamma som beskrivs av Vägverket (1998) och Stejmar Eklund (1999). **Figur 2.1** kan användas som hjälp för att välja lämplig fördelning för en stokastisk variabel. Fler råd om hur sannolikhetsfördelningar bör utformas med utgångspunkt från subjektiv information redovisas av bl.a. Taylor (1993), Vose (1996) och Olsson (2000).

Korrelationer mellan olika stokastiska variabler skall beaktas i analysen. Detta diskuteras närmare i avsnitt 9.3.2.

2.3 Föreslagen metodik

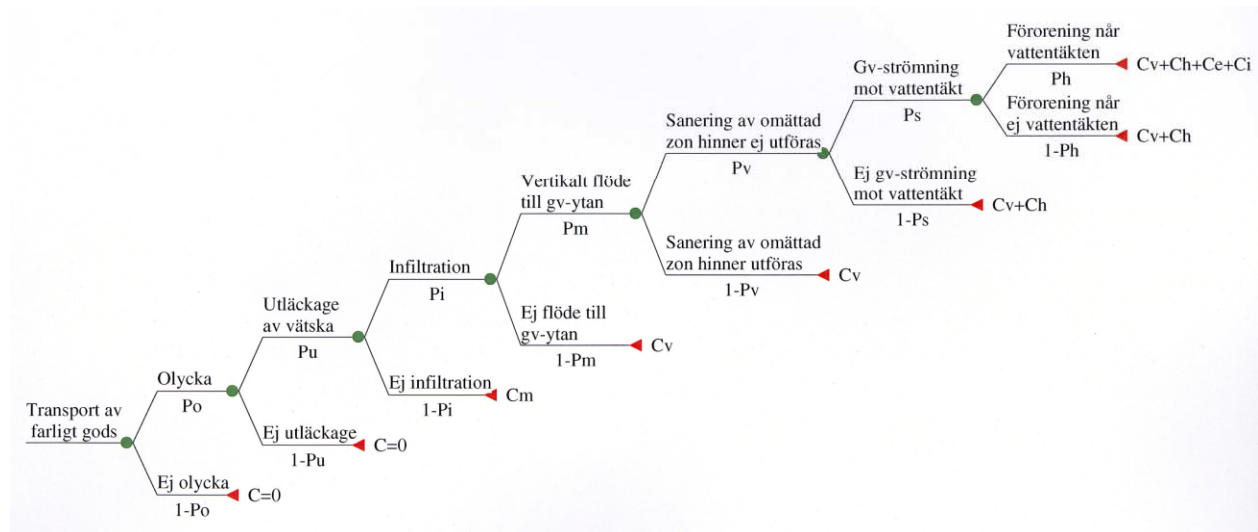
Banverkets syfte med riskanalyser för vattentäkter är att metodiken skall kunna användas på olika nivåer; en övergripande nivå där ett flertal vattentäkter studeras översiktligt, men även på mer detaljerade nivåer (se **Figur 3.1**).

I föreliggande rapport presenteras metodik för mer detaljerade riskanalyser. Riskklassificering på en översiktlig nivå (nivå 0) presenteras i en separat rapport till Banverket (Back, 2001). Syftet med riskklassificeringen är att med rimlig arbetsinsats kunna bedöma ett stort antal områden, på regionnivå eller över hela landet. Förhållandevis liten kunskap om vattentäkterna och godstransporterna krävs för att riskklassificeringen ska kunna utföras och inga komplicerade beräkningar krävs.

Banverkets önskemål har varit att olika typer av farligt gods skall kunna hanteras, ej enbart petroleumprodukter. Därför har två olika komplexitetsnivåer definierats i denna rapport; nivå 1 och nivå 2. De två komplexitetsnivåerna har följande betydelse:

<u>Nivå 1</u>	Syfte:	Detaljerade riskanalyser med måttliga krav på noggrannhet och något konservativa antaganden (risken överskattas något).
	Krav:	Förhållandevis stor kunskap om vattentäkterna men måttlig kunskap gods-transporterna.
	Medför:	Relativt omfattande beräkningar.
<u>Nivå 2</u>	Syfte:	Detaljerade riskanalyser med relativt stora krav på noggrannhet, bl.a. med möjligheten att hantera olika typer av farligt gods i analysen.
	Krav:	Förhållandevis stor kunskap om vattentäkterna och godstransporterna.
	Medför:	Omfattande beräkningar.

Nivå 1 och nivå 2 innebär beräkningar av sannolikheter och uppskattning av konsekvenskostnader för olika händelseförlopp vid en olycka med farligt gods. De olika händelseförloppen kan illustreras med ett händelsetråd. Händelseförloppet skiljer sig åt mellan grundvattentäkter (**Figur 2.2**), ytvattentäkter i strömmande vattendrag (**Figur 2.3**) och vattentäkter i sjöar (**Figur 2.4**). Genom att beräkna sannolikheter för händelserna samt händelsernas konsekvenser (kostnaden) kan risken kvantifieras. För nivå 1 skall de flesta variabelvärden som är nödvändiga för beräkningarna kunna tas fram med hjälp av denna rapport samt kunskap om den aktuella vattentäkten. För beräkningar enligt nivå 2 kan emellertid en extra arbetsinsats krävas för att finna lämpliga värden på variabler och parametrar.



Figur 2.2 Händelsesträd som redovisar händelseförloppet vid olycka med farligt gods vid grundvattentäkt. Cirklarna markerar punkter där händelseförloppet med olika sannolikheter kan ta alternativa vägar (sannolikheten betecknas med P) och leda till olika konsekvenser (markerade med trianglar och betecknas C).

För grundvattentäkter omfattar beräkningarna för nivå 1 och nivå 2 sju olika typer av sannolikheter (Figur 2.2):

P_o = Sannolikheten för en olycka med farligt gods på järnvägen.

P_u = Sannolikheten för utläckage av en skadlig vätska.

P_i = Sannolikheten att vätskan infiltrerar i marken.

P_m = Sannolikheten att ett flöde av vätskan når ner till den mättade zonen (grundvattnet).

P_v = Sannolikheten att det vertikala flödet till grundvattnet sker så snabbt att sanering inte hinner genomföras (kravgräns överskrids).

P_s = Sannolikheten att det förorenade grundvattnet har en ogynnsam strömningsriktning för vattentäkten.

P_h = Sannolikheten att det förorenade grundvattnet rör sig så snabbt i horisontell riktning att vattentäkten slås ut (saneringen misslyckas). Några olika varianter på "misslyckandekriterier" redovisas i avsnitt 5.3.5.

Konsekvenskostnaderna omfattar 5 olika typer:

C_m = Kostnaderna som orsakas av sanering av markytan efter ett utsläpp av farligt gods.

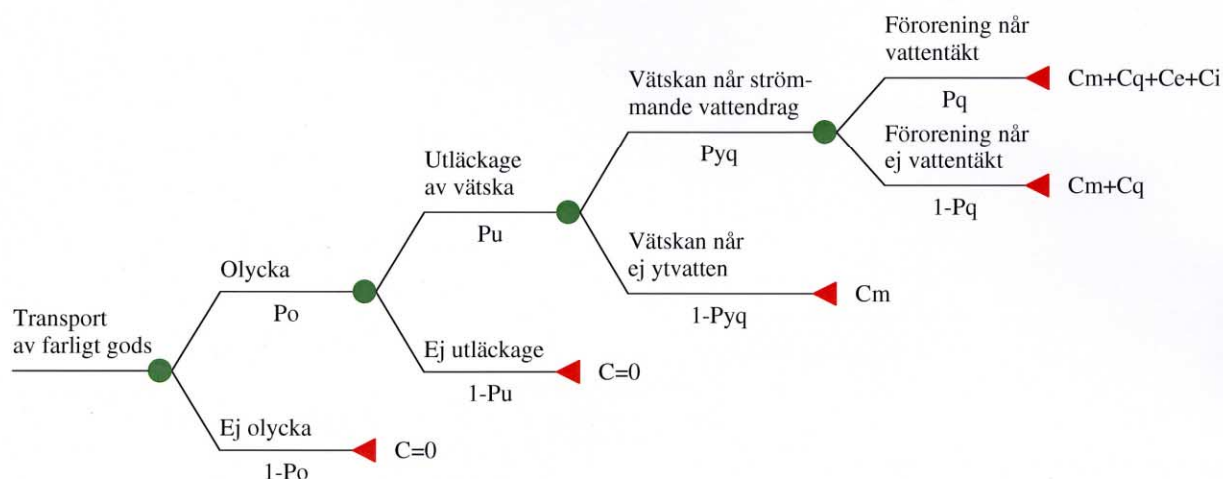
C_v = Kostnaderna som orsakas av sanering av den omättade zonen efter ett utsläpp.

C_h = Kostnaderna som orsakas av sanering av den mättade zonen efter ett utsläpp.

C_e = Kostnaderna som orsakas av att vattentäkten skadas och måste ersättas.

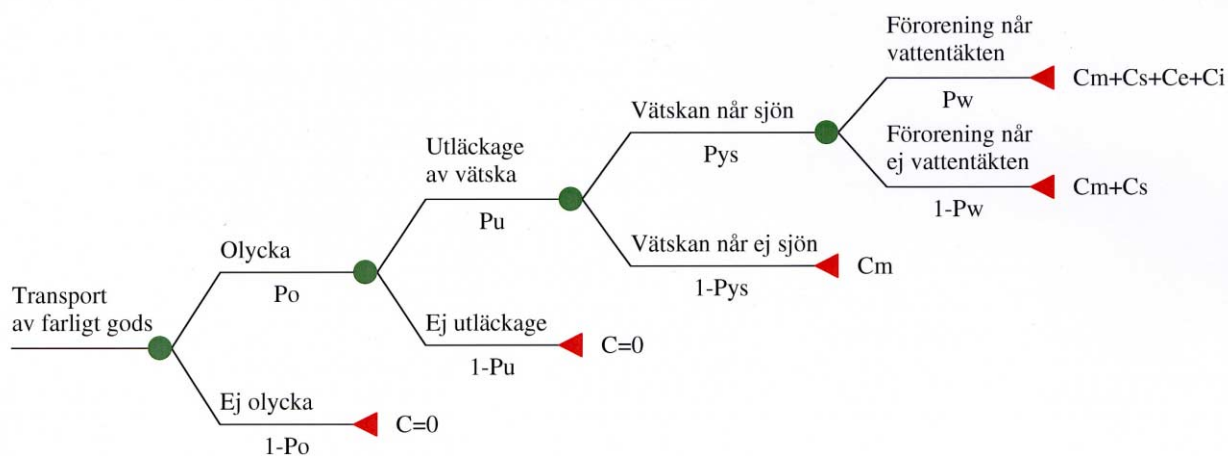
C_i = Kostnaderna till följd av att in-situvärden påverkas, t.ex. ekologiska värden.

Metodiken för sannolikhetsberäkningarna redovisas i kapitel 4-6 och konsekvenskostnaderna i kapitel 7. Principen för analys av ytvattentäkter är liknande (Figur 2.3 och Figur 2.4).



Figur 2.3 Händelseträd för olycka med farligt gods vid ytvattentäkt i strömmande vattendrag.

Där tveksamheter råder eller där de verkliga osäkerheterna är svåra att hantera i en matematisk modell har konservativa antaganden gjorts, d.v.s. istället för att underskatta risken har den överskattats något.



Figur 2.4 Händelseträd för olycka med farligt gods vid ytvattentäkt i sjö.

3 Gruppering av farligt gods ur spridningssynpunkt

3.1 Konceptuell beskrivning

Vid en olycka där en järnvägsvagn med farligt gods skadas svårt kan ämnet som transporteras i vagnen spridas till omgivningen. Det farliga godset kan förekomma i form av gas, vätska eller som fast material.

Kondenserade *gaser* transporteras som vätskor under tryck eller genom nedkylning. Tryck-kondenserade gaser transporteras vid en temperatur som är högre än deras kokpunkt vid atmosfärstryck (Helmersson, 1994). Då ett hål uppstår på tanken strömmar den kondenserade gasen ut som en vätska men kommer att förångas och övergå i gasform. Hur snabbt vätskan förångas beror på ämnets kokpunkt, vätskans temperatur, lufttemperaturen m.m. Vätska som inte förångas direkt finfördelas till små vätskedroppar och en aerosol bildas (Helmersson, 1994). Dessa vätskedroppar kommer sedan att successivt förångas. Vissa ämnen, t.ex. gasol, kan skapa temporära vätskepooler på markytan men dessa förångas relativt snabbt. Vid förångningen tas värme upp från omgivningen och marken kyls av. Detta kan leda till att det uppstår tjäle i marken vid vätskepoolen (Helmersson, 1994). Om den utströmmande vätskan kommer i kontakt med ytvatten innan den förångas kan vattenlösliga ämnen hinna lösa sig i vattnet. Hur omfattande en sådan förorenings-spridning kan bli beror bl.a. på spilllets storlek, hur lång tid föroreningen förekommer i vätskefas, ämnets löslighet i vatten samt mängden vatten.

I de flesta fall kommer utläckande gas att bilda ett gasmoln vid olycksplatsen. Om regn faller i samband med utsläppet kan vattenlösliga ämnen i gasmolnet lösa sig i nederbörden och därefter infiltrera i marken tillsammans med regnvattnet.

Vätskor är den typ av farligt gods som har störst möjlighet att förorena yt- eller grundvatten. Farligt godsvätskorna uppvisar stora skillnader i beteende när de når markytan (Ledskog & Lundgren, 1989). Vattenlösliga ämnen som t.ex. svavelsyra, saltsyra och salpetersyra, löser sig i ytvatten och nederbördsvatten. Sådana ämnen kan spridas lösta i vattenfasen, eller om mängden vatten är liten, som en separat fas. Koncentrerad svavelsyra som kommer i kontakt med vatten reagerar kraftigt med värmeutveckling som följd och vattenånga avgår (Engström & Gustavsson, 1988; Helmersson, 1994). Fenol transporteras under värme i vätskefas (smält-punkt 41°C) men stelnar när den rinner ut på markytan (Helmersson, 1994). Kondenserade gaser i vätskefas (se ovan) avgår relativt snabbt i gasfas.

Fasta ämnen som sprids efter en olycka kan normalt inte spridas till yt- eller grundvatten. Ett undantag är vattenlösliga ämnen som kan lösa sig i yt- eller nederbördsvatten eller fasta material som innehåller en viss mängd vätskor. Det är således teoretiskt möjligt att en viss förorenings-spridning till yt- och grundvatten under vissa förhållanden kan ske även från fasta ämnen.

3.2 Metod för gruppering av farligt gods – nivå 1

För att modellen för riskanalys inte ska bli alltför komplicerad för praktisk användning måste en mängd förenklingar göras av de verkliga förhållandena. Den första förenklingen gäller vilka farligt godsämnen som skall behandlas i riskanalysen. Flera olika typer av farligt gods transporteras på järnvägarna och spridningsegenskaperna varierar mellan ämnena. En gruppering av ämnena krävs för att förenkla beräkningarna så att metoden blir praktiskt användbar.

Den vanliga indelningen av farligt gods i olika RID-klasser (reglementet om internationell järnvägsbefordran av farligt gods) överensstämmer inte med de olika ämnenas spridningsegenskaper och kan därför inte användas som indelningsgrund. Istället föreslås en schematiskt indelning av allt farligt gods i två huvudgrupper; A och B (**Figur 3.1**):

Huvudgrupp A: Ämnen som utgör fara för vattentäkten

Huvudgrupp B: Ämnen som utgör liten eller ingen fara för vattentäkten

Följande ämnen föreslås placeras i huvudgrupp A:

- Farligtgodsämnen som transporteras som *vätskor*, dock ej kondenserade gaser (**Tabell 3.1**). I modellen antas att föroreningspåverkan från de senare är försumbar. Visserligen är det möjligt att en spridning av kondenserade gaser kan ske om ämnet ifråga är vattenlösligt men omfattningen på denna spridning bedöms bli så liten att den i detta sammanhang kan försummas. Farligtgodsämnen som förekommer i gasfas vid normala utetemperaturer beaktas därför inte. Ämnen som transporteras varmhållna för att uppträda i vätskefas, t.ex. fenol, föreslås ingå i huvudgrupp A.

I huvudgrupp B ingår följande ämnen:

- Kondenserade gaser.
- Farligt gods som förekommer i fast fas. Eventuell föroreningsspridning från vattenlösliga, fasta ämnen försummas.
- Farligt gods i fast fas men där en mindre del vätska eller gas förekommer. Exempel på dessa typer av farligt gods är kylskåp, frysar, värmepumpar samt delar och tillbehör till motorfordon.

Riskanalysen i denna rapport beaktar endast de ämnen som ingår i huvudgrupp A. Detta innebär att risken för vattentäkten underskattas något eftersom det är möjligt att även farligt gods i huvudgrupp B under vissa omständigheter skulle kunna påverka en vattentäkt. Att endast huvudgrupp A beaktas kan motiveras med att modellen skulle bli onödigt komplex om även ämnen i huvudgrupp B skulle ingå, samtidigt som riskbilden troligen skulle förändras endast marginellt.

Naturligtvis kan det finnas anledning att frångå denna grova indelning i vissa fall, t.ex. om omfattande järnvägstransporter sker med någon godstyp vars egenskaper radikalt skiljer sig från vad som antagits ovan. Det finns inget i modellen som förhindrar att riskanalysen på detta sätt anpassas till förhållandena vid den enskilda vattentäkten. Ett exempel på detta kan vara om omfattande transport av ammoniak sker och järnvägen passerar mycket nära vattentäkten. Trots att större delen av den utläckta ammoniaken avgår som gas kan tillräckligt mycket lösa sig i yt- och markvatten för att vattentäkten skall bli obrukbar (Järnvägsinspektionen, 1997).

I nivå 1 av modellen sker ingen indelning av de olika ämnena efter spridningsegenskaper utan alla ämnen i huvudgrupp A antas bete sig på samma sätt ur spridningssynpunkt.

3.3 Metod för gruppering av farligt gods – nivå 2

Uppdelningen av farligt gods i två huvudgrupper sker på samma sätt som för nivå 1:

Huvudgrupp A: Ämnen som utgör fara för vattentäkten

Huvudgrupp B: Ämnen som inte utgör fara för vattentäkten

Farligt gods i huvudgrupp A betar sig på olika sätt efter ett utsläpp och i nivå 2 tas hänsyn till detta vid modellberäkningarna. I **Tabell 3.1** redovisas de vanligaste ämnena som transporteras som farligt gods i Sverige, tillsammans med vissa kemisk-fysikaliska data.

Tabell 3.1 De 20 vanligaste ämnena/ämnesgrupperna av farligt gods på järnväg i Sverige (i fallande ordning efter antal tankvagnar) baseras på statistik från perioden nov. 1999 till ca 15 feb. 2000. Som jämförelse redovisas uppgifter för ytterligare några ämnen. Kemisk-fysikaliska data anges för ämnen i huvudgrupp A och har hämtats från Engström & Gustavsson (1988), Stenström (1989), Ledskog & Lundgren (1989) samt Handbook of Chemistry and Physics (1999).

Ämne/ämnesgrupp	UN-nr ^d	Huvudgrupp (enl. Figur 3.1)	Kinematisk viskositet ($\times 10^{-6}$ m ² /s)	Vattenlösligt ämne	Löslighet i vatten (mg/l)
De 20 vanligaste ämnena:					
Dieselbrännolja,	1202	A	2-5	nej	25
Eldningsolja (lätt),		A	2-5	nej	25
Gasolja		A		nej	
Gasol (kondenserad)	1965	B gas	-	-	-
Natriumklorat	1495	B fast fas	-	-	-
Ammoniumnitrat	1942	B fast fas	-	-	-
Bensin	1203	A	1	nej	150-200
Väteperoxid, vattenlösningar	2014	A	tämligen lättflytande ^c	ja	mkt stor
Natriumhydroxid, lösning	1824	A	25	ja	mkt stor
Klor	1017	B gas	-	-	-
Svaveldioxid	1079	B gas	-	-	-
Kalciumkarbid	1402	B fast fas	-	-	-
Fasta ämnen, förhöjd temperatur	3258	A ^a	12 ^a	ja ^a	79 000 ^a
Ammoniak, vattenfri	1005	B gas	(1,3)	(ja)	(mkt stor)
Miljöfarliga ämnen	3082	A ^b		ja ^b	
Saltsyra (klorvätesyra)	1789	A	1,1-1,5	ja	mkt stor
Svavelsyra, >51 % syra	1830	A	50	ja	mkt stor
Argon (kyld vätska)	1951	B gas	-	-	-
Syre (kyld vätska)	1073	B gas	90	-	-
			-		
Färg, färgrelaterat material	1263	A ^b		ja ^b	
Kväve (kyld vätska)	1977	B gas	-	-	-
Hartslösningar	1866	A		nej	
Exempel på andra ämnen:					
Vatten		-	1,0	-	-
Eldningsolja 2		A	75-200	nej	
Eldningsolja 3		A	300-700	nej	
Lacknafta		A	<1	nej	
Salpetersyra		A	1-1,5	ja	mkt stor
Bensen		A	0,76	nej	1780
Toluen		A	0,66	nej	630
Xylen		A	0,8	nej	170
Etanol		A	5	ja	blandbar

^{a)} Antaget att fenol dominerar i ämnesgruppen.

^{b)} Antaget att ämnena i gruppen utgörs av vattenlösliga vätskor.

^{c)} Enligt Hägg (1979).

^{d)} UN-nummer är en ämnesunik kod för klassificering av farligt gods.

Antalet ämnen i huvudgrupp A kan vara stort, vilket gör det lämpligt att begränsa antalet som skall beaktas i riskanalysen. Det bör vara tillräckligt att endast beakta de ämnen eller ämnesgrupper som var för sig svarar för minst 10 % av det totala godsflödet i huvudgrupp A. Dessa ämnen bildar gruppen A1 i **Figur 3.1**. Denna ”10 %-regel” bör dock tillämpas med flexibilitet beroende på hur godsflödet fördelar sig mellan olika ämnen. Exempelvis kan ämnen med mycket likartade egenskaper behandlas som ett enhetligt ämne (observera att det inte alltid är lämpligt att behandla petroleumprodukter som ett ämne eftersom bl.a. viskositeten kan skilja sig åtskilligt mellan olika produkter). För att inte det totala godsflödet ska underskattas i modellen bör godsflödet justeras uppåt för varje ämne i grupp A1. Detta kan göras om man antar att de ämnen som inte behandlas (grupp A2) i genomsnitt har samma egenskaper som de ämnen som ingår i analysen (grupp A1). Uppjusteringen av godsflödet kan då göras enligt:

$$Q_{just,j} = Q_j \cdot \frac{Q_A}{\sum Q_j} \quad (1)$$

$Q_{just,j}$ = Det uppjusterade godsflödet för ämne j (ton/år)

Q_j = Godsflöde för ämne j (ton/år)

Q_A = Hela godsflödet för huvudgrupp A (ton/år), $Q_A = \sum Q_{just,j}$

$\sum Q_j$ = Hela godsflödet för de ämnen som ska ingå i riskanalysen, d.v.s. grupp A1 (ton/år)

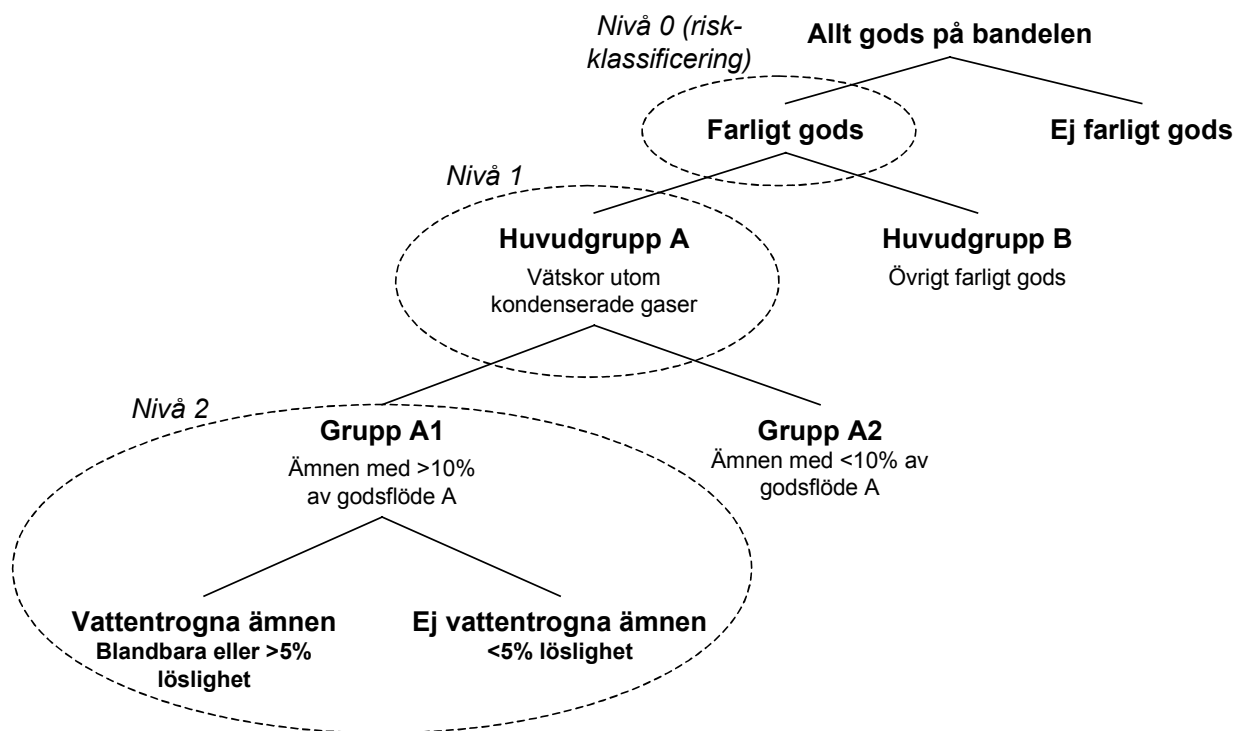
I de fortsatta sannolikhetsberäkningarna är det Q_A och $Q_{just,j}$ som skall användas.

Det är även lämpligt att dela in ämnena som ska ingå i riskanalysen i två klasser beroende på spridningsegenskaper (se **Figur 3.1**):

- Vattenlösliga ämnen, t.ex. svavelsyra och fenol.
- Icke-vattenlösliga ämnen, t.ex. bensin och dieselolja.

Med ”vattenlösliga ämnen” menas i detta sammanhang ämnen som är relativt vattenlösliga eller blandbara med vatten. En sådan uppdelning är givetvis förenklad eftersom t.ex. även dieselolja och bensin innehåller vattenlösliga komponenter. Gränsen mellan vattenlösliga och icke vattenlösliga ämnen föreslås schablonmässigt sättas vid 5 % löslighet. Detta innebär att ämnen med en löslighet som överstiger 5 % antas vara vattenlösliga, till skillnad från övriga ämnen. Dessa definitioner på ”vattenlöslig” och ”icke-vattenlöslig” används genomgående i denna rapport.

I de fortsatta beräkningarna antas, med ett undantag, att alla ämnen i grupp A1 är lika skadliga för vattentäkten. Undantaget är vid beräkning av sannolikheten P_h enligt avsnitt 5.3.5 där hänsyn tas till den maximala föroreningskoncentration som kan uppträda i vattentäkten. Denna metod har fördelen av att den tar hänsyn till att vissa ämnen, som t.ex. svavelsyra, inte är skadliga i låga koncentrationer. I detta sammanhang bör det emellertid påpekas att för vissa ämnen, som t.ex. syror, kan förhållandevis höga halter joner accepteras i en vattentäkt. Där emot kan sekundära effekter från sådana vätskor påverka vattentäkten, exempelvis om pH-värdet i akviferen förändras så att metaller går i lösning och transporteras mot vattentäkten. Den föreslagna metodiken tar emellertid inte hänsyn till sådana effekter.



Figur 3.1 Gruppering av godsflöde med hänsyn till förorenings spridning till vattentäkt. Ellipserna markerar vilka grupper av ämnen som beaktas i riskanalysen för de olika beräkningsnivåerna nivå 0 (se Back, 2001), nivå 1 och nivå 2.

4 Sannolikhet för olycka och utläckage av farligt gods

4.1 Olycka med farligt gods på järnväg

4.1.1 Allmänt

Metodiken för att beräkna sannolikheten för olycka samt utläckage av farligt gods bygger på den modell för skattning av förväntat antal olyckor som presenteras av Fredén (2001), kompletterat genom muntliga kontakter med Sven Fredén, Herrbeta Järnvägskonsult. Beräkningarna baseras på ett antal faktorer, av vilka de viktigaste är:

1. *olyckstyper*: flera typer av urspårningsolyckor samt plankorsningsolyckor
2. *exponeringsvariabler*: variabler som ger uttryck för verksamhetens omfattning på järnvägssträckan
3. *intensiteter*: mått på hur ofta olyckor inträffar för en vis olyckstyp
4. *hastighetsklasser*: tåghastighet, växlingshastighet och kryphastighet

Dessa faktorer beskrivs noggrannare nedan. Det bör påpekas att beräkningsmetodiken resulterar i ett mått på förväntat antal olyckor per år längs en viss järnvägssträcka. Rent principiellt är detta mått inte en sannolikhet eftersom det förväntade antalet olyckor teoretiskt kan överstiga 1 om järnvägssträckan är mycket lång. För en järnvägssträcka förbi en vattentäkt är detta i praktiken inget problem eftersom sannolikheten för mer än en olycka är så liten att den kan försummas. Det förväntade antalet olyckor per år kan därför användas som mått på sannolikheten att en olycka inträffar.

4.1.2 Olyckstyper

Tre huvudtyper av olyckor är aktuella när det gäller transport av farligt gods på järnväg:

- Urspårningar
- Sammanstötningar mellan järnvägsfordon
- Plankorsningsolyckor

Den i särklass viktigaste olyckstypen vad gäller farligt gods är urspårningar. Metodiken behandlar därför urspårningsolyckor relativt detaljerat. Däremot är sammanstötningsolyckor (kollisioner) ovanliga. Sannolikheten för sammanstötning mellan tåg på järnvägslinjen är så låg att den försvinner i den allmänna osäkerheten (Fredén, 2001). Vid växling av farligtgods-vagnar finns dock en viss sannolikhet för sammanstötning (exemplet Borlänge bangård 1998), men enligt Fredén (2001) måste en särskild riskanalys genomföras för platser där detta kan vara aktuellt, i första hand bangårdar och rangerbangårdar. Ett annat fall som kan ge upphov till kollision är om en urspårning sker på ett dubbelspår där mötande tåg kan köra in i det urspårade tåget. Inte heller denna olyckstyp har tagits med i metodiken eftersom sannolikheten är så liten i förhållande till den allmänna osäkerheten i beräkningarna. För detaljerad analys av denna olyckstyp hänvisas till Fredén (2001).

Metodiken som redovisas hanterar således inte sammanstötningsolyckor mellan järnvägsfordon. Däremot behandlas plankorsningsolyckor, i detta fall sammanstötning mellan tåg och tunga vägfordon (>10 ton). Lättare vägfordon beaktas inte eftersom de normalt inte medför sådana effekter vid en olycka att farligt gods kan läcka ut.

Huvudtyperna urspårnings- och plankorsningsolyckor kan delas in i undertyper enligt **Tabell 4.1**. Det finns en mängd skilda orsaker till att en godsvagn spårar ur. För vissa olyckstyper är sannolikheten för olycka beroende av järnvägsspårets standard. Tre spårklasser beaktas; spårklass A, B och C enligt Väg- och transportforskningsinstitutets definition (Fredén, 1994). Betydelsen av dessa är följande:

A = Betongsliper, helsvetsat, räler UIC 60 eller SJ 50

B = Träsliper, helsvetsat, räler SJ 50

C = Träsliper, skarvspår, räler SJ 50 eller klenare

Ett antal olycksscenarier behandlas inte i metodiken men kan ändå vara relevanta i vissa sammanhang. För att hantera dessa måste särskilda utredningar göras i det enskilda fallet eftersom det statistiska underlaget inte gör det möjligt att utarbeta någon generell metod. Exempel på sådana scenarier är:

- växlingsolyckor med farligt gods på bangård (se ovan)
- sammanstöttningsolyckor vid urspårning på dubbelspår (se ovan)
- urspårning p.g.a. snö och is
- olyckor orsakade av skred och ras
- olyckor till följd av sabotage

För en mer detaljerad genomgång av olika olyckstyper hänvisas till Fredén (2001).

4.1.3 Exponeringsvariabler

För varje typ av olycka i **Tabell 4.1** kopplas en exponeringsvariabel W . Exponeringsvariablerna skiljer sig åt mellan de olika olyckstyperna och beräknas även på olika sätt. Ekvationerna för att beräkna de olika exponeringsvariablerna redovisas i **Tabell 4.1**. Nödvändiga uppgifter för att beräkna exponeringsvariablernas storlek är antal passerande godståg per år, genomsnittligt antal vagnaxlar per godståg, antal växlar i tågspår, antal växlar i sidospår, spåravsnittets längd, antal plankorsningar med bommar, antal plankorsningar med ljud och ljus samt antal plankorsningar utan skydd.

4.1.4 Intensiteter

Intensitetsfaktorn ξ ger ett mått på hur sannolik en viss typ av olyckshändelse är. Denna faktor grundar sig på statistisk överblick över järnvägsolyckor. Det förväntade antalet olyckor per år med godståg erhålls genom att multiplicera exponeringsvariabeln W med intensitetsfaktorn ξ för respektive olyckstyp. Intensitetsfaktorerna för olika olyckstyper framgår av **Tabell 4.1**.

4.1.5 Hastighetsklasser

Tre olika hastighetsklasser används i metodiken; tågshastighet TH (linjehastighet), växlingshastighet VH och kryphastighet KH. Sannolikheten att en vagn skall skadas vid kryphastighet är så låg att denna hastighetsklass har försumrats och endast klasserna TH och VH beaktas därför. Vid växlingsolyckor på bangårdar kan dock utsläpp ske även vid mycket låga hastigheter, särskilt om sammanstötning sker i sidan på en tankvagn. Denna typ av olyckor kräver dock en separat riskanalys.

De olika hastigheterna leder till olika konsekvenser vid en olycka. Vid olyckor i tåghastighet antas att i genomsnitt tre vagnar spårar ur medan endast en vagn antas spåra ur vid växlingshastighet (Fredén, 2001).

I **Tabell 4.1** har olyckstyperna ”rälsbrott” samt ”spårlägesfel” antagits ske vid tåghastighet. På bangårdar kom emellertid dessa olyckor även förekomma vid växlingshastighet.

4.1.6 Beräkningsgång

Beräkningsgången för att uppskatta sannolikheten för en olycka med farligt gods sker i två steg:

1. Beräkning av förväntat antal olyckor för allt gods, både farligt gods och övrigt gods.
2. Beräkning av sannolikheten för att en farligtgodsvagn är inblandad i en olyckshändelse.

Tabell 4.1 Beräkning av sannolikheten för godstågolycka baserat på olyckstyper, exponeringsvariabler och intensiteter. Intensitetsfaktorerna anges med två siffrors noggrannhet, vilket inte speglar faktorernas tillförlitlighet. Två hastighetsklasser beaktas; tåghastighet (TH) och växlingshastighet (VH). Följande variabler används:

N_{gt} = antal passerande godståg per år

$L_{spår}$ = spåravsnittets längd (km)

N_{ax} = genomsnittl. antal vagnaxl. per godståg

N_{bom} = antal plankorsningar med bommar

$N_{vxl\ tagspår}$ = antal växlar i tagspår

N_{ljud} = antal plankorsningar med ljud och ljus

$N_{vxl\ sidospår}$ = antal växlar i sidospår

N_{oskydd} = antal plankorsningar utan skydd

Olyckstyp	Exponeringsvariabel W (enhet)	Beräkning av W	Intensitets- faktor ξ	Förväntat antal olyckor per år	
				TH	VH
Urspårningar:					
Rälsbrott, spårklass A	vagnaxelkm godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{ax} \cdot L_{spår}$	$5,0 \cdot 10^{-11}$	$W \cdot \xi$	^{-b}
Rälsbrott, spårklass B			$10 \cdot 10^{-11}$		
Rälsbrott, spårklass C			$10 \cdot 10^{-11}$		
Solkurva, spårklass A	spårkm	$L_{spår}$	^{-a}	-	-
Solkurva, spårklass B			$2,0 \cdot 10^{-4}$	$W \cdot \xi$	-
Solkurva, spårklass C			$2,0 \cdot 10^{-4}$	$W \cdot \xi$	-
Spårlägesfel	vagnaxelkm godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{ax} \cdot L_{spår}$	$4,0 \cdot 10^{-10}$	$W \cdot \xi$	^{-b}
Växel sliten el. trasig, tågspår	antal tågpassager/år genom vxl	$N_{gt} \cdot N_{vxl\ tågspår}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$W \cdot \xi$	-
Växel sliten, trasig, sidospår	antal tågpassager/år genom vxl	$N_{gt} \cdot N_{vxl\ sidospår}$	$30 \cdot 10^{-9}$	-	$W \cdot \xi$
Växel felmanövrerad, sidospår	antal tågpassager/år genom vxl	$N_{gt} \cdot N_{vxl\ sidospår}$	$33 \cdot 10^{-9}$	-	$W \cdot \xi$
Växel operatörsfel, sidospår	antal tågpassager/år genom vxl	$N_{gt} \cdot N_{vxl\ sidospår}$	$100 \cdot 10^{-9}$	-	$W \cdot \xi$
Fordonsfel godståg	vagnaxelkm godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{ax} \cdot L_{spår}$	$31 \cdot 10^{-10}$	$W \cdot \xi$	-
Lastförskjutning	vagnaxelkm godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{ax} \cdot L_{spår}$	$4,0 \cdot 10^{-10}$	$W \cdot \xi$	-
Annan eller okänd orsak	godstågkm/år	$N_{gt} \cdot L_{spår}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$W \cdot \xi$	-
Summa förväntat antal urspårningsolyckor per år :				$\sum_{TH_{ursp}}$	$\sum_{VH_{ursp}}$
Plankorsningsolyckor:					
Plankorsning, bommar	antal passerande godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{bom}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$W \cdot \xi$	-
Plankorsning, ljud- & ljussignaler	antal passerande godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{ljud}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$W \cdot \xi$	-
Plankorsning, inget skydd	antal passerande godståg/år	$N_{gt} \cdot N_{oskydd}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$W \cdot \xi$	-
Summa förväntat antal plankorsningsolyckor per år :				$\sum_{TH_{plkors}}$	-

^{a)} Grund för intensitetsfaktor saknas; kan försummas (Fredén, muntlig uppgift).

^{b)} Denna typ av olycka kan ske på bangård vid VH men statistiskt underlag saknas (Fredén, muntlig uppgift).

Inledningsvis i beräkningarna hanteras allt gods, ej enbart farligt gods. De uppgifter som är nödvändiga för beräkningarna framgår av **Tabell 4.1**. Det genomsnittliga antalet vagnaxlar per godståg, N_{ax} , kan uppskattas om det totala godsflödet på sträckan, Q_{tot} (ton/år), är känt. Varje vagnaxel bär en last av ca 12 ton (Fredén, muntlig uppgift), vilket ger följande approximativa samband:

$$N_{ax} = \frac{Q_{tot}}{12 \cdot N_{gt}} \quad (2)$$

där N_{gt} är antalet passerande godståg per år. Detta uttryck förutsätter att samtliga vagnar i tåget är fullastade. Antalet vagnaxlar för eventuellt tomma vagnar eller skyddsvagnar måste därför adderas till uttrycket ovan eftersom även dessa påverkar sannolikheten att en farligt godsvagn skadas vid en olycka (se nedan).

Istället för totalt godsflöde förekommer godsstatistik uttryckt som antalet passerande vagnaxlar per år. Det genomsnittliga antalet vagnaxlar per godståg, N_{ax} , kan då beräknas genom en enkel division, förutsatt att man känner till antalet passerande godståg per år, N_{gt} .

Övriga uppgifter kan förhållandevis enkelt tas fram för det område som analyseras. Observera att spåravsnittets längd (L) inte självklart skall anges som spårlängden genom vattentäktens skyddsområde. Många skyddsområden är ur hydrogeologisk eller hydrologisk synpunkt felaktigt avgränsade. Dessutom saknar omkring 40 % av alla kommunala vattentäkter fortfarande skyddsområden (Naturvårdsverket, 2000).

Förväntat antal olyckor per år med godståg beräknas med hjälp av **Tabell 4.1**. Först beräknas exponeringsvariabeln W för respektive olyckstyp. Det förväntade antalet olyckor beräknas därefter, uppdelat på två hastighetsklasser (tåghastighet och växlingshastighet) och två olyckstyper (urspårning- och plankorsningsolyckor). Hastighetsklasserna summeras som $\sum TH$ (tåghastighet) respektive $\sum VH$ (växlingshastighet).

Så långt i beräkningarna har endast antalet olyckor uppskattats. Vid en olycka kan emellertid flera vagnar vara inblandade. Antalet vagnar som spårar ur beror bl.a. på tågets hastighet (avsnitt 4.1.5). I nästa steg beräknas därför sannolikheten för att någon vagn skall råka ut för en olycka längs den studerade sträckan. Dessutom måste en justering göras så att enbart farligt godsvagnar som ingår i huvudgrupp A beaktas (Q_A enligt kapitel 3). Beräkningarna utförs separat för urspårnings- respektive plankorsningsolyckor eftersom sannolikheten att det skall gå håll på en tankvagn är lägre vid en plankorsningsolycka än vid en urspårningsolycka. Sannolikheten att en tankvagn med gods från huvudgrupp A skall vara inblandad i en urspårningsolycka beräknas med följande uttryck (efter Fredén, 2001):

$$P_{o-ursp} = \frac{Q_A}{Q_{tot}} \cdot \left(\sum VH_{ursp} + 3 \cdot \sum TH_{ursp} \right) \quad (3)$$

I ekvationen antas att tre vagnar är inblandade i en olycka som sker i tåghastighet medan endast en är inblandad i växlingshastighet. Sannolikheten P_{o-ursp} beräknas under antagandet att konsekvensen för en tunnväggig farligt godsvagn är ungefär densamma vid växlingshastighet som vid tåghastighet (om sannolikheten för utläckage påtagligt skiljer sig åt mellan växlingshastighet och tåghastighet måste separata analyser göras för vardera hastighetsklassen).

Då motsvarande sannolikhet för plankorsningsolycka skall beräknas måste man ta hänsyn till att det är en relativt låg sannolikhet att en farligtgodsvagn skall skadas vid en sådan olycka eftersom det endast är de allra främsta vagnarna i tåget som i första hand riskerar att skadas. Efter Fredén (2001) kan följande uttryck användas:

$$P_{o-plkors} = \frac{Q_A}{Q_{tot}} \cdot \frac{2}{N_{vagn}} \cdot \sum TH_{plkors} \quad (4)$$

där N_{vagn} är antal vagnar i godståget (uppskattningsvis 30 stycken i ett normalfall). Uppgift om antalet vagnar i ett godståg kan erhållas från transportören eller beräknas med hjälp av godsstatistik. Faktorn 2 i ekvation 4 innebär att två vagnar antas vara inblandade i en plankorsningsolycka. Både ekvation 3 och 4 bygger på antagandet att vagnar lastade med farligt gods transporteras i samma tåg som vanliga godsvagnar.

4.2 Utläckage av farligt gods

4.2.1 Konceptuell beskrivning

Vid en olycka kan en tankvagn (tunnväggig eller tjockväggig) punkteras eller på annat sätt skadas så att ett läckage uppstår. Sannolikheten för att en tjockväggig tank skall punkteras vid en olycka är dock mycket liten. Det är betydligt större sannolikhet att en tunnväggig tank skall skadas vid en olycka. Hål i tanken kan uppstå vid kollision med andra vagnar, fordon, konstruktioner eller av naturliga hinder som exempelvis block eller klippor i omgivningen. Även om ett hål inte uppstår i tanken vid olyckan kan ventiler skadas så att läckage uppstår.

För att vätska skall strömma ut ur ett hål i en tunnväggig tank krävs att vagnen hamnar i en sådant position efter olyckan att hålet eller skadan befinner sig under vätskeytan i tanken. Detta bör vara normalfallet när en full tankvagn springer läck. Däremot är det inte självklart att hela tanken töms vid olyckan, såvida inte det skadade området på tankvagnen hamnar i en lågpunkt. Hur stor del av en tunnväggig tank som töms beror på hur stor skadan är, var på tanken skadan uppkommit samt vagnens position efter olyckan. Vid en omfattande olycka kan fler än en vagn springa läck, d.v.s. mer vätska än vad som ryms i en tankvagn kan under olyckliga omständigheter läcka ut.

4.2.2 Sannolikhet för olycka med utläckage, $P_o \cdot P_u$ – nivå 1

De vagnar som transporterar farligtgodsvätskor på järnväg indelas i tunnväggiga respektive tjockväggiga tankvagnar. I denna rapport antas att samtliga farligtgodsvätskor transporteras i tunnväggiga tankvagnar. Tjockväggiga tankvagnar innehåller normalt kondenserade gaser men enligt kapitel 3 tas dessa inte med i riskanalysen i normalfallet.

Utläckage från en skadad tankvagn kan enligt Fredén (2001) indelas i två typer med olika konsekvenser som följd:

- Punkterad tank, vilket i de flesta fall leder till ett mindre utsläpp.
- Stort hål på tanken, d.v.s. en stor del av tankens innehåll rinner ut

I den föreslagna metodiken är det emellertid fördelaktigt att kunna hantera båda dessa fall tillsammans. Därför anges endast en sannolikhet för utläckage oberoende av storleken på ut-

läckaget. Hur mycket vätska som strömmar ut hanteras istället med en sannolikhetsfördelning enligt avsnitt 4.2.4.

Baserat på Fredén (2001) kan sannolikheten för utläckage schablonmässigt sättas till följande:

- $P_{u-ursp} = 0,25$ (urspårningsolycka)
- $P_{u-plkors} = 0,10$ (plankorsningsolycka)

Produkten $P_o \cdot P_u$ för båda olyckstyperna kombinerat beräknas som:

$$P_o \cdot P_u = P_{o-ursp} \cdot P_{u-ursp} + P_{o-plkors} \cdot P_{u-plkors} \quad (5)$$

Denna produkt motsvarar de två första grenarna i händelseträden i **Figur 2.2 – 2.4**. Notera att i många fall kommer bl.a. plankorsningar att saknas, vilket förenklar beräkningsgången.

4.2.3 Sannolikhet för olycka med utläckage, $P_o \cdot P_u$ – nivå 2

Vid nivå 2 beräknas sannolikheten för att en viss vätska ska läcka ut. Varje vätska som ingår i riskanalysen får därmed en individuell sannolikhet för utläckage; $P_{u,j}$. Sannolikheten för utläckage av vätska j kan beräknas på följande sätt:

$$P_{u,j} = \frac{Q_{just,j}}{Q_A} \cdot P_u \quad (6)$$

P_u är sannolikheten för att någon vätska i grupp A1 (se avsnitt 3.3) skall läcka ut. Enligt föregående avsnitt kan antas att $P_{u-ursp} = 0,25$ för urspårningsolyckor och $P_{u-plkors} = 0,10$ för plankorsningsolyckor. Vad $Q_{just,j}$ och Q_A representerar framgår av avsnitt 3.3. Sannolikheten för olycka med utläckage kan då tecknas på följande sätt med hjälp av ekvation (5):

$$P_o \cdot P_{u,j} = \frac{Q_{just,j}}{Q_A} \cdot (P_{o-ursp} \cdot P_{u-ursp} + P_{o-plkors} \cdot P_{u-plkors}) \quad (7)$$

Om hinder förekommer i omgivningen i form av block, klippor, vassa konstruktioner etc., kan det vara befogat att justera upp sannolikheten för utsläpp. Detta måste utföras platsspecifikt.

4.2.4 Utläckande volym, V_u – nivå 1 och 2

Den utläckande volymen (V_u) från en skadad tankvagn anges som en stokastisk variabel. Vid en liten skada på tanken bedöms att endast en mindre del av tankens innehåll hinner läcka ut innan läckaget stoppas. Vid en stor skada kan större delen av tankens innehåll läcka ut. Sannolikheten för en stor skada är dock betydligt lägre än för en liten. Vid en mycket allvarlig olycka kan det t.o.m. inträffa att fler än en vagn skadas. En normal tankvagn kan antas transportera 40–50 m³ vätska (Fredén, muntlig uppgift), vilket innebär att mer än denna volym teoretiskt kan läcka ut, dock med mycket liten sannolikhet.

Då ovanstående synpunkter vägs samman är det rimligt att den utläckande volymen anges med en log-normalfördelning (se **Figur 2.1**). Medelvärde och standardavvikelsen för fördelningen måste byggas på expertbedömningar eftersom det statistiska underlaget över utsläpp

från tankvagnar är mycket litet. Istället kan statistik från tankbilar på väg ge en viss vägledning. Vägverket (1998) anger att medelvärdet för utsläpp från tankbilar vid vägtrafikolyckor är omkring 10 m^3 men dessa tankar är mindre än de som förekommer på järnväg. Det är rimligt med ett högre medelvärde på volymen utläckt vätska från en tankvagn på järnväg. Om inga andra uppgifter finns att tillgå kan lämpliga värden på log-normalfördelningen för V_u vara 20 m^3 som medelvärde och 10 m^3 som standardavvikelse. En log-normalfördelning med positivt trunkering vid $40\text{--}50 \text{ m}^3$ kan användas om man önskar begränsa analysen till utsläpp från endast en tankvagn.

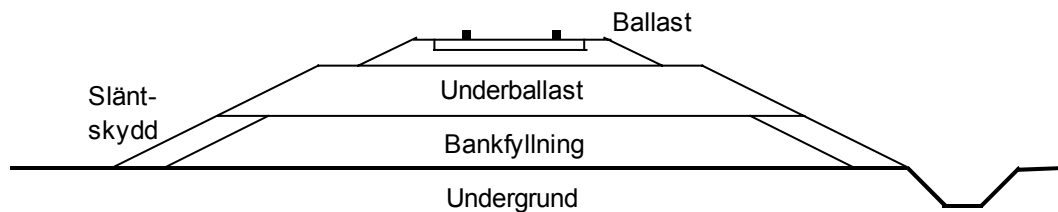
5 Sannolikhetsberäkningar för grundvattentäkt

5.1 Utbredning och markinfiltration av föroreningen

5.1.1 Konceptuell beskrivning

Vätskan som läcker ut vid en olycka kommer att breda ut sig på markytan som en vätskepöl, om den inte infiltrerar omedelbart. Ju svårare vätskan har att infiltrera i marken desto mer breder föroreningen ut sig innan den infiltrerar (Ledskog & Lundgren, 1989). En lågpermeabel jord, som t.ex. silt, ger således upphov till en större spillyta än en mer permeabel. Vätskepölens yta är även kraftigt beroende av områdets utseende. Det finns olika scenarier över skeendet då en tankvagn sprungit läck och vätska strömmat ut:

1. *Spill på banvallen.* Detta scenario innebär att vätskan ansamlas i ballasten och därifrån infiltrerar i underballasten och tränger ner i banvallen. Om den utsläppta vätskevolymen är stor kan en del av vätskan även rinna av banvallen och infiltrera i slänt eller vid släntfot. Vid stora utsläpp kan vätskan även ansamlas i diken runt banvallen (Figur 5.1).
2. *Spill bredvid banvallen.* Vätskan kommer att bilda en pöl (beroende på topografin) och infiltrera i jorden eller rinna iväg. Den största infiltrationen kommer att ske i små svackor och ojämnheter i markytan (Engström & Gustavsson, 1988). I markens ytliga skikt kommer flödet att ske i grövre porer som bl.a. orsakats av biologisk aktivitet (Stenström, 1989).



Figur 5.1 Principskiss av banvallens uppbyggnad (efter Zackrisson, 1997).

Det är inte självklart vilket av ovanstående scenarier som utgör "västa fallet" för en närbelägen vattentäkt. Visserligen är banvallsmaterialet många gånger permeabelt, vilket gör att föroreningsspridningen ner till den naturliga jorden under banvallen (*undergrunden* i Figur 5.1) sker snabbt, men den naturliga marken vid sidan av banvallen påträffas på ungefär samma höjdnivå (felaktiga illustrationer av föroreningsspridning på banvallar förekommer, där den naturliga jorden under banvallen ersatts med permeabel utfyllnad, vilket sällan sker i verkligheten). Detta innebär att vid ett spill som sker på banvallen kommer en del av vätskevolymen att fastläggas i bankroppen innan vätskan nått den ursprungliga markytan. Detta kan begränsa nedträngningsdjupet jämfört med om spillet skett vid sidan av banvallen. Dessutom har undergrunden komprimerats så att den kan vara tätare än omgivande mark. Å andra sidan kan ett spill som sker vid sidan av banvallen breda ut sig över en stor yta och på så sätt reducera nedträngningsdjupet. Även vid ett spill på banvall sker emellertid en spridning i horisontell riktning på grund av skiktningar i banvallen men detta syns sällan från markytan. Vintertid, när markytan är tjälad, kan föroreningen antagligen infiltrera lättare om spillet sker på banvallen eftersom banvallsmaterialet är grovkornigare.

En faktor, som kan medföra att spillytan i verkligheten blir större än vad som motsvaras av den utläckta volymen vätska, är vattenbegjutning av skadade vagnar eller konstruktioner i omgivningen. Vattenbegjutning kan ge upphov till pölar med vatten uppblandade med förorenad vätska. Detta kan medföra att en förorening, som annars skulle ha fastnat i jordlagren, når grundvattnet. Om ett mättat vertikalt flöde uppstår kan föroreningstransporten påskyndas. Ett exempel där vattenbegjutning har haft betydelse för spridningsförloppet är utläckaget av salpetersyra på Borlänge bangård 1998 (Ryttar, 1999).

Om markytan är frusen kommer infiltrationen att fördröjas eller förhindras helt. Exempelvis infiltrerar olja sällan i frusen mark (CONCAWE, 1981). Snö på markytan, särskilt okompakterad, kommer att fungera som sorbent för farligt gods, bl.a. olja (CONCAWE, 1981). Snön gör att den infiltrerade mängden förorening blir mindre än vid snöfria förhållanden.

5.1.2 Spillyta på marken, A_u – nivå 1

Vid beräkningarna antas att all vätska som strömmar ut infiltrerar vid sidan av banvallen. Sannolikheten för detta bedöms vara betydligt större än att vätskan skall infiltrera i banvallen. Detta är ett något konservativt antagande som bidrar till att den totala risken inte underskattas.

Föroreningens utbredning på markytan efter ett spill har betydelse för hur långt ner i marken en förorening kan nå, jämför avsnitt 5.2.2. Spillytan kan uppskattas genom antagandet att utläckaget från den skadade tankvagnen sker med konstant flöde, att vätskepölen på marken får ett konstant djup som bestäms av markytans grovhet, samt att vätskan i pölen successivt infiltrerar i marken enligt Darcy's lag. Volymförändringen i pölen kan tecknas som en differentialekvation där förändringen är skillnaden mellan utflödet från tankvagnen och infiltrationen i marken:

$$h \cdot \frac{dA_{u,j}}{dt} = q_u - \frac{K_m \cdot i \cdot \nu_w}{\nu_j} \cdot A_{u,j} \quad (8)$$

I uttrycket ovan betecknar h vätskepölen konstanta djup (m), $A_{u,j}$ är spillytans area (m²) vid tiden t (s) för vätska j , q_u är det konstanta utflödet från tankvagnen (m³/s), K_m är den hydrauliska konduktiviteten för det ytliga markskiktet (m/s), i är gradienten (m/m) samt ν_j och ν_w är kinematisk viskositet (m²/s) för vätska j respektive vatten. Genom att lösa differentialekvationen kan $A_{u,j}$ beräknas för den tidpunkt då utläckaget upphör. Ekvationen har följande lösning då $t = V_u/q_u$:

$$A_{u,j} = \frac{q_u \cdot \nu_j}{K_m \cdot i \cdot \nu_w} \left[1 - \exp\left(-\frac{K_m \cdot i \cdot \nu_w \cdot V_u}{\nu_j \cdot h \cdot q_u}\right) \right] \quad (9)$$

där V_u är den volym (m³) som läckt ut då utläckaget upphör. Spillytan skall inte överskattas eftersom detta medför att sannolikheten blir mindre att föroreningen når grundvattenytan. För beräkningar enligt nivå 1 kan ekvation (9) approximeras med ett enklare uttryck som ger en något mindre spillarea och som inte tar hänsyn till vätskans viskositet (den infiltrerade vätskan antas röra sig på samma sätt som vatten):

$$A_u = \frac{1}{\frac{h}{V_u} + \frac{K_m \cdot i}{q_u}} \quad (10)$$

Spillytan A_u (m^2) kan beräknas som ett fixt värde genom att de mest sannolika värdena för variablerna sätts in i ekvationen. Lämpliga värden kan exempelvis vara: $h = 0.2$ m, $V_u = 20$ m^3 , $i = 1$ och $q_u = 0,001$ m^3/s . Teoretiska exempel på utflödeshastigheter från skadade tankvagnar har redovisats av Räddningsverket (1996). Den hydrauliska konduktiviteten bör helst bestämmas platsspecifikt och skall avse konduktiviteten för det ytliga jordlagret där utläckaget sker.

Den beskrivna metoden för att bestämma spilllets area på marken innebär att man på ett objektivt sätt tar hänsyn till att spillytan blir mindre på en genomsläpplig jord än på en tät, vilket i sin tur leder till att föroreningen kan nå längre ner i marken. Ekvationen är oberoende av den geometriska formen på spillytan.

5.1.3 Spillyta på marken, A_u – nivå 2

Vid beräkningar enligt nivå 2 bestäms arean på vätskepoolen enligt någon av följande metoder:

1. Areal bestäms platsspecifikt efter de lokala förhållandena (järnvägen på bank eller skärning, diken, topografi etc.) men tilldelas en lämplig sannolikhetsfördelning. Områdets utseende vid olycksplatsen, som t.ex. diken vid sidan av järnvägen, kommer att kraftigt styra vätskepoolens form och utbredning. I de fortsatta beräkningarna behandlas A_u som en stokastisk variabel.
2. Areal $A_{u,j}$ beräknas enligt ekvation (9) men variablerna i ekvationen anges som stokastiska variabler (h kan dock tilldelas ett fixt värde). I de fortsatta beräkningarna behandlas $A_{u,j}$ som en vätskeberoende stokastisk variabel.

5.1.4 Sannolikhet för infiltration i marken, P_i – nivå 1 och 2

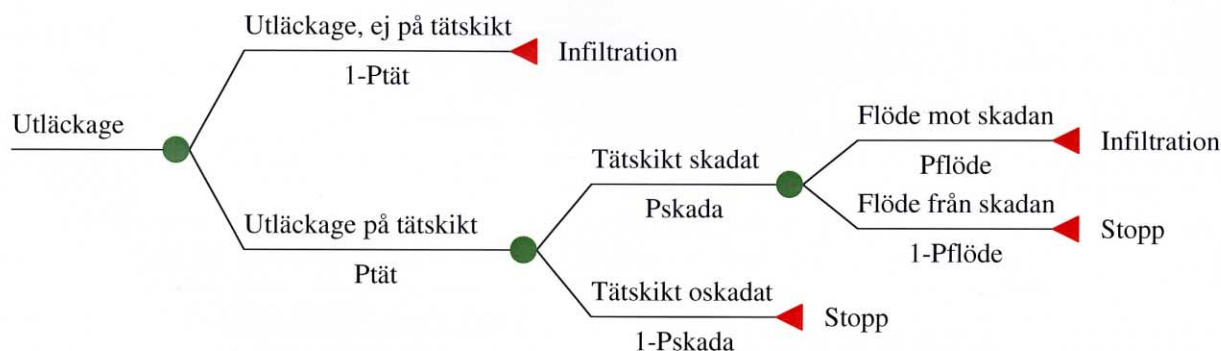
Sannolikheten för att vätskan skall infiltrera i marken har tagits med i metodiken så att det skall vara möjligt att bedöma risker där tätande jordlager förekommer eller där tätskikt anläggs som skyddsåtgärd. För det sistnämnda fallet är det möjligt att uppskatta hur risken förändras om tätskikt utförs vid en vattentäkt.

Flera faktorer påverkar om den utläckta vätskan infiltrerar i marken eller ej:

1. Utbredning av eventuella tätande jordlager eller tätskiktskonstruktioner
2. Om tätskiktet är skadat eller ej
3. Huruvida föroreningen rör sig i riktning mot eller från en eventuell skada i tätskiktet
4. Om markytan är tjälad eller ej

Den fjärde faktorn beaktas inte i metodiken. Visserligen infiltrerar vätska sämre i en tjälad jord än i en otjälad men det är långt ifrån självklart att en tjälad jord kan betraktas som tät, särskilt inte vid en banvall där grovkornigt jordmaterial förekommer. Att tjälning inte beaktas medför att sannolikheten för infiltration kommer att överskattas något, och därmed även risken för vattentäkten.

Hur de tre förstnämnda faktorerna påverkar möjligheterna för infiltration illustreras bäst med ett händelseträd (Figur 5.2).



Figur 5.2 Händelseträd som beskriver händelseförloppet från utläckage av farligt gods till infiltration i marken.

I händelseträdet förekommer tre olika sannolikheter med följande betydelse:

$P_{tät}$ = Sannolikheten att utsläppet sker på tätande jordlager eller på ett tätskikt

P_{skada} = Sannolikheten att tätskiktet (eller tätande jordlager) är så pass skadat att föroreningen kan infiltrera

$P_{flöde}$ = Sannolikheten att den utläckta vätskan rör sig mot skadan

Med hjälp av händelseträdet kan följande uttryck tecknas för sannolikheten P_i för infiltration av föroreningen:

$$P_i = (1 - P_{tät}) + P_{tät} \cdot P_{skada} \cdot P_{flöde} = 1 - P_{tät} (1 - P_{skada} \cdot P_{flöde}) \quad (11)$$

$P_{tät}$ är sannolikheten för att en olycksdrabbad tankvagn skall hamna på en yta där tätskikt förekommer eller där jordlagren är täta. Om tät jord eller tätskikt helt täcker området både under och vid sidan av banvallen gäller att $P_{tät} = 1$. I flera fall kommer emellertid $P_{tät}$ att vara mindre än ett, även om tätskikt förekommer, eftersom skadade vagnar kan hamna utanför tätskiktet. Sannolikheten för detta måste bedömas platsspecifikt. Som underlag kan Tabell 5.1 användas men statistiken är starkt påverkad av olyckor i låg hastighet på bangårdar, där vagnen stannar kvar på spårområdet. Det finns inget påvisbart statistiskt samband mellan vagnarnas spridning efter en olycka och tågets hastighet. Spridningen är dock beroende av spårets läge och omgivningens beskaffenhet (Fredén, 2001), bl.a. om järnvägen går i skärning eller på bank. Vid vattentäkter där tätande skikt saknas gäller att $P_{tät} = 0$, vilket medför att $P_i = 1$.

Tabell 5.1 Andelen godsvagnar som efter en urspårningsolycka hamnar på ett visst avstånd från spåret (efter Fredén, 2001). Observera att statistiken påverkas av urspårningar på bangårdar där vagnen ofta stannar nära spåret.

0 till 1 m	1 till 5 m	5 till 15 m	15 till 25 m	>25 m	Okänt
64 %	18 %	5 %	2 %	2 %	9 %

Sannolikheten att ett tätskikt är så pass skadat att föroreningen ändå kan infiltrera (P_{skada}) är svår att uppskatta. Som ett hjälpmedel kan s.k. felträd användas. Ett exempel på detta redovisas i [bilaga 2](#). Flera faktorer påverkar sannolikheten, exempelvis:

- Svårigheten att åstadkomma en helt tät tätskiktskonstruktion.
- Möjligheten att tätskiktet skadas vid en olycka, t.ex. genom att en vagn träffar en kontaktledningsstolpe som river upp ett hål i tätskiktet.
- Tätskiktets funktion kan försämrats med tiden.

Sannolikheten att den utläckande vätskan rör sig i riktning mot skadan i tätskiktet, $P_{flöde}$, kan uppskattas relativt schablonmässigt. Lämpligt värde på sannolikheten $P_{flöde}$ kan ligga i intervallet 0,25 till 0,75.

Den beskrivna metodiken innebär en förenkling som man bör vara medveten om, nämligen att infiltration genom ett skadat tätskikt jämföras med infiltration på oskyddad mark. Ingen hänsyn tas således till att en del av vätskevolymen fastläggs i jordlagren ovanpå ett eventuellt tätskikt eller att en viss uppbromsning av infiltrationen sker (risken överskattas därmed något men detta kompenseras delvis av att infiltrationsarean vid ett skadat tätskikt kan bli lägre än vid oskyddad mark, vilket kan leda till större nedträngningsdjup). Detta bör ändå vara en rimlig förenkling för att hålla komplexiteten nere. Om denna förenkling inte kan accepteras finns det möjlighet att integrera händelseträden i [Figur 5.2](#) och [Figur 2.2](#) till ett stort händelseträd med flera långa grenar. Infiltration på oskyddad mark kan då separeras från infiltration genom skadat tätskikt. Detta komplicerar emellertid beräkningarna avsevärt och bl.a. måste då ett nytt matematiskt uttryck härledas för den samlade riskkostnaden i kapitel 8.

5.2 Föroreningens flöde genom omättad zon

5.2.1 Konceptuell beskrivning

Den förorenande vätskan som ansamlats på markytan kommer att infiltrera och successivt förflytta sig nedåt genom den omättade zonen mot grundvattenytan. Spridningsförloppet kan variera beroende på var utläckaget av vätska sker:

1. *Spill på banvall.* Eftersom banvallen i många fall är skiktad (överballast, underballast, frostisolering, dräneringslager, bankfyllning etc.) kan vätskeflödet länkas av vid övergången till ett underliggande skikt så att en viss horisontell spridning sker ([Figur 5.1](#)). Avlänkning av flödet kan ske både om det underliggande materialet är mindre permeabelt och mer permeabelt än det övre (Engström & Gustavsson, 1988; Grip & Rodhe, 1988). Den horisontella spridningen kan medföra att större vätskemängd fastläggs i jorden än om spridningen endast sker vertikalt. Detta kan i sin tur leda till minskat nedträngningsdjup (om hela vätskevolymen hinner fastläggas i den omättade zonen). Om vätskemängden är stor kommer föroreningen att tränga ned i den naturliga jorden under banvallen och där efter nå grundvattenytan (se nedan).
2. *Spill utanför banvall.* Vid sidan av banvallen är normalt markytan belägen på en lägre nivå än det grova fyllnadsmaterialet i banvallen, särskilt om diken förekommer ([Figur 5.1](#)). Detta innebär att den utläckande vätskan snabbare når en lägre nivå och inte fastläggs lika mycket som om spillet sker på banvallen. Möjligheterna för horisontell spridning av föroreningen i den omättade zonen vid sidan av banvallen beror på om jorden är horisontellt skiktad eller ej.

Innan vätskan tränger ner i jordens porsystem kommer porerna att innehålla vatten och luft. Vattnet väter jordmineralens ytor medan luft är den icke vätande fasen. Detta medför att de mindre porerna kommer att innehålla vatten medan de större innehåller luft. Hur mycket vatten som finns i porerna beror på nederbördsförhållandena innan spillet skedde.

Då farligtgodsvätskan tränger ner i marken är det tre egenskaper hos vätskan som främst kommer att styra flödet; densiteten, viskositeten och gränsytspänningen mot mineral-ytor/vatten/luft. Av dessa är det i första hand viskositeten som styr vätskans vertikala flödes-hastighet. Den viktigaste faktorn som påverkar flödes-hastigheten är dock jordartens permeabilitet. Andra bidragande faktorer är porositeten samt mättnadsgraden för vatten respektive förorening i porsystemet. Vidare ger ytspänningar upphov till kapillära krafter som kan bidra till spridningen, speciellt i finkorniga jordar. Densiteten har i första hand betydelse för vätskans uppförande då den når grundvattenytan (se avsnitt 5.3.1).

Nedträngning – ej vattenlösliga vätskor

En ej vattenlöslig vätska som tränger in i porsystemet kommer att tränga bort luften från de större porerna medan vatten fortfarande ockuperar de mindre (detta förutsätter att vatten är den vätande fasen medan farligtgodsvätskan är icke-vätande, vilket ofta är fallet i praktiken). Vätskans flöde genom porsystemet ökar ju högre vätskans mättnadsgrad är i porerna. Vattenmängden i porerna sätter dock en gräns för hur stort flödet kan bli, ju högre vattenhalt desto lägre blir flödet av den utläckande vätskan. Vid detta tvåfasflöde (vatten och spilld vätska) blir konduktiviteten för vätskan således lägre än vid enfasflöde (Domenico & Schwartz, 1990) eftersom en del av porutrymmet redan är upptaget av vatten.

I den omättade zonen sker flödet i stort sett vertikalt nedåt, om inte geologiska förhållanden styr vätskan i en viss riktning (jämför spill på banvall ovan). En viss horisontell spridning sker även på grund av dispersion, kapillära krafter samt skiktningar i jordlagerföljden. Den horisontella, kapillära spridningen ökar ju finkornigare jordmaterialet är. Vätskekroppen kan då få en päronliknande form när den rör sig nedåt. Under markens rotzon kan den vertikala rörelsen liknas vid ett kolvflöde om jorden är homogen och flödet mättat. Vid låg mättnadsgrad kommer småskaliga heterogeniteter att bli betydelsefulla och vissa flödesvägar kommer att prioriteras så att en fingerliknande front uppkommer (s.k. *fingering*). Fingering uppkommer särskilt i jord av sandfraktion eftersom sand är så genomsläpplig att flödet sällan blir mättat. Bredden på de fingrar som uppkommer är omvänt proportionell mot jordartens kornstorlek (Selker et al., 1999). Är jorden heterogen kommer strömningsmönstret att kompliceras ytterligare. Heterogeniteterna kan leda till att strömningsmönstret störs på ett till synes slumpmässigt sätt (Engström & Gustavsson, 1989).

Då den icke-vattenlösliga vätskan tränger nedåt kommer en restmängd att fastna i porsystemet, bundet av kapillärkrafter och ytfenomen. Fastläggningen leder till att mängden flödande vätska successivt minskar under transporten nedåt. Detta medför att djupet som vätskan kan nå bl.a. bestäms av spilllets storlek (Schwille, 1984). Heterogeniteter i den omättade zonen i form av horisontella skikt leder generellt till att nedträngningsdjupet minskar betydligt i förhållande till ett homogent medium (Schwille, 1984). Om å andra sidan fingering uppkommer, blir nedträngningsdjupet betydligt större än vid kolvflöde.

Restmängden vätska som blir kvar i jordens porsystem benämns *residualmättnad* (API, 1994) eller *retentionskapacitet* (CONCAWE, 1981). För att en vätska ska vara rörlig i marken måste halten överstiga residualmättnaden. Retentionskapaciteten för en vätska motsvaras av fältpaciteten för vatten. Retentionskapaciteten varierar dock med vattenmättnadsgraden i porerna

och därmed även över tiden (CONCAWE, 1981). Många vätskor, t.ex. petroleumprodukter, kommer även att fastläggas till organiskt material på och under markytan.

Nedträngning – vattenlösliga vätskor

Vattenlösliga vätskor som tränger ner i marken kommer att lösa sig i porvattnet. Om spillet är någorlunda stort kommer emellertid vattenvolymen i den omättade zonen att vara jämförelsevis liten. Vätskan i porsystemet kommer då att utgöras av en mer eller mindre heterogen blandning av vatten och spilld vätska. Flödet kommer i stort sett att motsvara enfasflöde (utsläppt vätska utspädd med porvatten). Detta innebär att permeabiliteten för vattenlösliga vätskor (enfasflöde) blir högre än för icke-vattenlösliga (tvåfasflöde) om övriga fysikaliska egenskaper är lika. Även för vattenlösliga vätskor kan en restmängd fastna i porsystemet, men i detta fall uppblandad med vatten.

Förångning

En komplicerande faktor är att vätskan som tränger ner i marken kan innehålla lättflyktiga ämnen eller reagera med porvattnet så att gaser avgår. Avdunstning kan ske även efter det att en vätska trängt ner i marken, t.ex. av lättflyktiga ämnen som ingår i bensin. Avdunstningsegenskaperna styrs bl.a. av ämnets ångtryck.

Om exempelvis koncentrerad svavelsyra tränger ner i marken kommer det att ske en kraftig avgång av vattenånga, samtidigt som värme avges. Värmen påskyndar vätskeflödet eftersom viskositeten minskar, men vattenångan kan medföra att flödet istället bromsas eftersom porsystemet delvis blockeras av gas.

5.2.2 Sannolikhet för vertikalt flöde till mättad zon, P_m – nivå 1

Som framgår ovan är flödet av vätska genom den omättade zonen en mycket komplicerad process som kräver avancerade modeller och detaljerad kunskap om den omättade zonen för att kunna beskrivas på ett realistiskt sätt. Kraftiga förenklingar måste därför göras för att hålla komplexiteten nere. Några av förenklingarna i den föreslagna metodiken är:

- Ingen förångning av föroreningen antas förekomma.
- Den utläckande vätskan antas skapa ett mättat vertikalt flöde (kolvflöde) utan fingering.
- Jordlagren antas vara homogena, utan horisontella skiktningar.

Antagandet att flödet genom den omättade zonen är mättat kan ifrågasättas, särskilt i grovkorniga jordar där s.k. fingering uppkommer, eller jordar där flödesmönstret kompliceras av heterogeniteter. Frågeställningen kompliceras ytterligare av att den relativa permeabiliteten för den utläckande vätskan är kraftigt mätnadsberoende. Mätnadsgraden i porsystemet behöver vara relativt hög för att vätskan ska bli lätttrörlig. Eftersom en stor mängd vätska tillförs marken på olycksplatsen över en begränsad yta är antagandet om ett mättat vertikalt flöde i många fall rimligt, i alla fall i denna typ av riskanalys. Om detta antagande inte kan accepteras bör en mer avancerad modell användas.

Sannolikheten (P_m) att det mättade vertikala flödet skall nå ner till grundvattnet kan beräknas med hjälp av följande samband:

$$P_m = P\left(\frac{z_{\max}}{D_v} \geq 1\right) \quad (12)$$

där z_{max} är det maximala djupet som föroreningen kan tränga ner som fri fas innan den helt fastlagts och D_v är det vertikala avståndet från spillet vid markytan till grundvattenytan. Genom att bortse från viskositetsskillnader mellan olika vätskor kan uttrycket (12) även tecknas enligt följande (efter Vägverket, 1998):

$$P_m = P\left(\frac{V_u}{A_u \cdot D_v \cdot R_c} \geq 1\right) \quad (13)$$

där V_u är utläckt volym vätska (m^3), A_u är vätskepölens eller spillrets area (m^2) och R_c är retentionskapaciteten (volym kvarhållen vätska per bulkvolym jord). Att uttrycket inom parenteserna är större än 1 innebär att det mättade vertikala flödet kan nå ner till grundvattnet. Genom att utföra Monte Carlo simulering med ekvation (13) kan sannolikheten P_m beräknas.

I de fall att det vertikala flödet av den utläckta vätskan avstannar antas att vattenlösliga komponenter i vätskan fortsätter röra sig nedåt i så liten omfattning att det kan försummas. Detta är inget orimligt antagande med tanke på att det då rör sig om ett omättat vattenflöde genom ett porsystem som delvis är blockerat med en annan vätska. Detta fördröjer föroreningstransporten avsevärt och gör att saneringsinsatser troligen hinner sättas in innan föroreningen når grundvattnet i större mängder.

Schablonvärden på den effektiva porositeten kan hämtas från de geologiska typmiljöerna i bilaga 1 om andra uppgifter saknas. Detsamma gäller det vertikala avståndet från markytan till grundvattenytan, D_v . Observera att det vertikala avståndet till grundvattnet är mindre där järnvägar går i skärning, vilket bör beaktas i beräkningarna.

Endast en vätska hanteras i beräkningarna enligt nivå 1. Retentionskapaciteten R_c (Tabell 5.2) anges för den ämnesgrupp som dominerar godsflödet, vanligen petroleumprodukter (se även diskussionen om retentionskapacitet och residualmättnad i avsnittet nedan).

5.2.3 Sannolikhet för vertikalt flöde till mättad zon, P_m - nivå 2

För beräkningar enligt nivå 2 hanteras vattenlösliga och icke-vattenlösliga ämnen var för sig. En sannolikhet ($P_{m,j}$) beräknas för varje vätska j som ingår i riskanalysen.

För vattenlösliga ämnen gäller följande:

Den vattenlösliga vätskan antas inte bromsas upp, utan bara spädas ut, under den vertikala transporten. Detta är ett rimligt antagande om vätskans har liknande egenskaper som vatten. Denna förenkling medför att vätskeflödet är konstant genom hela markprofilen ner till grundvattenytan (vätskans utspädning ökar dock mot djupet). Nedträngningsdjupet begränsas då inte av spillrets storlek. För vattenlösliga ämnen gäller därför $P_{m,j} = 1$ och inga ytterligare beräkningar av $P_{m,j}$ behöver utföras.

För icke-vattenlösliga ämnen gäller följande:

Beräkningarna utförs med hjälp av ekvation (14) nedan.

$$P_{m,j} = P\left(\frac{V_u}{A_{u,j} \cdot D_v \cdot R_{c,j} \cdot c_{f,j}} \geq 1\right) \quad (14)$$

Variablerna är desamma som för nivå 1 förutom att korrektionsfaktorn $c_{f,j}$, spillarean $A_{u,j}$ samt retentionskapaciteten $R_{c,j}$ är vätskeberoende.

Tabell 5.2 Schablonvärden på retentionskapacitet R_c i olika geologiska typmiljöer. Tabellvärdena avser retentionskapacitet för petroleumprodukter och klorerade kolväten (Vägverket, 1998; CONCAWE, 1981; Schwille, 1984) samt fältkapacitet för vatten (Grip & Rodhe, 1988; Handboken Bygg, 1984; Stejmar Eklund, 1999). Tabellen skall användas med försiktighet. Om ämnesspecifika uppgifter finns tillgängliga bör sådana användas i första hand.

Geologisk typmiljö		Fältkapacitet (F) för vatten		Retentionskapacitet (R_c) för petroleumprodukter och klorerade kolväten	
Lämplig sannolikhetsfördelning:		normal		triangulär eller uniform	
		Mest sannolika värde	Intervall	Mest sannolika värde	Intervall
1a	Kristallint berg	0,001	0,0001 – 0,01	10^{-4}	$10^{-5} - 10^{-3}$
1b	Kalksten	0,001	0,0001 – 0,01	10^{-4}	$10^{-5} - 10^{-3}$
1c	Sandsten	0,005	0,0005 – 0,05	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-3}$
2a	Grusig morän utan ytform	0,20	0,15 – 0,25	0,025	0,02 – 0,03
2b	Sandig morän utan ytform	0,25	0,20 – 0,30	0,03	0,02 – 0,04
2c	Siltig morän utan ytform	0,35	0,30 – 0,40	0,04	0,03 – 0,06
2d	Grusig morän med ryggform	0,20	0,15 – 0,25	0,025	0,02 – 0,03
2e	Sandig morän med ryggform	0,25	0,20 – 0,30	0,03	0,02 – 0,04
2f	Siltig morän med ryggform	0,35	0,30 – 0,40	0,04	0,03 – 0,06
3a	Isälvsdeltan	0,15	0,10 – 0,20	0,015	0,006 – 0,03
3b	Subakvatisk rullstensås	0,15	0,10 – 0,20	0,015	0,006 – 0,03
3c	Supraakvatisk rullstensås	0,20	0,15 – 0,25	0,025	0,012 – 0,06
3d	Älvdalsavlagringar				
	▪ älvmynnings sediment	0,20	0,15 – 0,25	0,025	0,012 – 0,06
	▪ primärt isälvs material	0,15	0,10 – 0,20	0,015	0,006 – 0,03
4a	Svallavlagringar av grus	0,10	0,05 – 0,15	0,008	0,006 – 0,012
4b	Svallavlagringar av grovsand	0,15	0,10 – 0,20	0,015	0,012 – 0,02
4c	Svallavlagringar av mellansand	0,15	0,10 – 0,20	0,015	0,012 – 0,02
4d	Svallavlagringar av finsand	0,20	0,15 – 0,25	0,025	0,02 – 0,03

Retentionskapaciteten är en osäker variabel som varierar kraftigt beroende på jordart, heterogenitet och vattenmättnadsgrad i jorden. Uppgifter i litteraturen redovisas på två olika sätt; som volymandel vätska av porutrymmet (residualmättnad) eller som volymandel vätska per bulkvolym jord (retentionskapacitet). I den föreslagna metodiken är det mest praktiskt att använda sig av retentionskapaciteten istället för residualmättnaden. Retentionskapaciteten för vatten i den omättade zonen benämns fältkapacitet. Generellt gäller att residualmättnaden är betydligt större i den mättade zonen än i den omättade (Wilson & Conrad, 1984; Bedient et al., 1994) eftersom gradienten är lägre. I den omättade zonen brukar residualmättnaden ligga i intervallet 5–20 % och i den mättade zonen i intervallet 15–50 % (Bedient et al., 1994).

Uppgifter om retentionskapaciteten i olika jordarter (omättad zon) förekommer i litteraturen i första hand för petroleumprodukter (Schwille, 1984). Bossert & Bartha (1984) nämner att retentionskapaciteten för olja i jord är avsevärt lägre än den vattenhållande förmågan, mindre än en tredjedel av fältkapaciteten i väl-dränerade jordar. Retentionskapaciteten för lågmolekylära klorerade kolväten har visat sig vara i samma storleksordning som för petroleumprodukter (Schwille, 1984). Uppgifter för övriga ämnen saknas i stor utsträckning men Bedient et al.

(1994) nämner att residualmättnaden varierar förhållandevis lite mellan olika icke-vattenlösliga ämnen. För vattenlösliga ämnen bör retentionskapaciteten styras av bl.a. vilken ytspänning vätske / vattenblandningen får samt ämnets löslighet i vatten. Ju högre lösligheten är desto mer av vätskan kan fastläggas tillsammans med vattnet som är bundet i jordens porer. Detta förutsätter emellertid att kapillariteten för vätskeblandningen inte förändras alltför mycket. För en delvis vattenlöslig vätska kompliceras bilden ytterligare genom att en ej löst vätskefas också förekommer i porsystemet, men med andra kapilläregenskaper.

Av **Tabell 5.2** framgår att retentionskapaciteten i en geologisk typmiljö antas vara korrelerad med fältkapaciteten ($R_c \approx 0,1 \cdot F$). Orsaken till detta är att kapilläreffekter och andra fenomen som håller vatten kvar i porsystemet även verkar på motsvarande sätt för andra vätskor som tränger ned i jorden. Gränsytspänning och förmågan att väta mineralytorna skiljer sig emellertid mellan vatten och andra vätskor, vilket leder till att retentionskapaciteten blir lägre än fältkapaciteten.

I brist på andra uppgifter om retentionskapaciteten kan ungefärliga värden i **Tabell 5.2** användas. Om uppgifter på retentionskapaciteten för ett ämne saknas måste en bedömning av lämpliga värden göras som baserar sig på ovanstående resonemang samt uppgifterna i **Tabell 5.2**. Man bör undvika att åsätta alltför höga värden på retentionskapaciteten eftersom sannolikheten att föroreningen når grundvattenytan (P_m) då kan underskattas. Fältkapaciteten kan i detta sammanhang därför ses som en övre gräns för retentionskapaciteten för olika ämnen, en gräns som inte bör överskridas utan mycket goda skäl.

Korrektionsfaktorn $c_{f,j}$ är en approximativ korrektionsfaktor för viskositeten för petroleumprodukter (CONCAWE, 1981) men bör även kunna användas för andra vätskor. Den kan schablonmässigt approximeras som:

$$c_{f,j} = \frac{\nu_j}{2 \cdot 10^{-6}} \quad (15)$$

där ν_j är kinematisk viskositet för vätska j (m^2/s). I **Tabell 3.1** redovisas värden på den kinematiska viskositeten för olika ämnen. För icke-vattenlösliga ämnen beräknas sannolikheten $P_{m,j}$ för varje ämne med hjälp av ekvationerna (14) och (15) genom Monte Carlo simulering.

5.2.4 Sannolikhet för otillräcklig vertikal uppehållstid, P_v – nivå 1

Om ett utsläpp av förorening sker är önskemålet att så snabbt som möjligt kunna sanera den omättade zonen innan föroreningen hinner nå grundvattnet. Föroreningens vertikala uppehållstid måste därför beräknas. Vid beräkningar enligt nivå 1 antas att föroreningen rör sig som kolvflöde under mättade förhållanden och med samma hastighet som vatten. Ingen hänsyn tas till att vätskefronten rör sig genom omättad jord, vilket bör ha en bromsande funktion eftersom luft måste tryckas ut ur porsystemet. Detta medför att vätskefrontens vertikala hastighet överskattas något men enligt Schwille (1984) är fronthastigheten vid mättat vertikalt flöde i en torr eller svagt fuktig jord jämförbar med hastigheten under mättade förhållanden. Upphållstiden från markytan till grundvattenytan kan då tecknas (efter Vägverket, 1998):

$$T_v = \frac{D_v \cdot n_e}{K_v \cdot i} \quad (16)$$

där n_e motsvarar den dränerbara porositeten (se Knutsson & Morfeldt, 1993), men antas vara ungefär lika stor som den effektiva (kinematiska) porositeten i den mättade zonen (detta ger en liten men acceptabel överskattning av den dränerbara porositeten). K_v är den vertikala hydrauliska konduktiviteten (m/s) och i är gradienten (m/m). Om lokala uppgifter om variablerna saknas kan schablonvärden i bilaga 1 användas. Gradienten i kan sättas lika med 1.

Att uppskatta ett korrekt värde för den vertikala uppehållstiden T_v är mycket svårt eftersom den vertikala hydrauliska konduktiviteten kan variera flera storleksordningar (Espeby & Gustafsson, 1997). Det är därför viktigt att K_v behandlas som en stokastisk variabel.

För att bestämma om den vertikala uppehållstiden är tillräckligt lång för att den omättade zonen skall hinna saneras måste en kravgräns (T_{kv}) bestämmas. Om uppehållstiden är kortare än kravgränsen antas att saneringen av den omättade zonen misslyckas, i annat fall lyckas den. Kravgränsen är med andra ord den tidrymd som krävs för att föroreningsspridningen skall hinna stoppas genom saneringsinsatser. Sannolikheten för att saneringen skall misslyckas (P_v) beräknas med Monte Carlo simulering enligt följande:

$$P_v = P(T_v \leq T_{kv}) \quad (17)$$

Vilken kravgräns som skall användas beror på hur snabbt saneringsinsatser kan sättas in. Av betydelse är beredskapsläget för personal och maskiner, avstånd till olycksplatsen samt tillgängligheten till olycksplatsen. Vid järnvägar kan den sistnämnda faktorn vara extra betydelsefull då det inte är säkert att olycksplatsen är snabbt tillgänglig för arbetsfordon eftersom det kan saknas väg. Då kravgränsen bestäms måste man därför utgå från förhållandena vid den aktuella vattentäkten. Lämpliga värden på kravgränsen T_{kv} kan sannolikt variera från 1 timme upp till över ett dygn i undantagsfall.

I vissa fall kan det förekomma ett eller flera jordlager av annat material närmast markytan. Det kan vara ett naturligt förekommande jordlager, ett skyddsskikt eller någon konstruktion för annat ändamål. För ett sådant fall beräknar man den vertikala uppehållstiden för vardera jordlagret och summerar därefter tiderna för att få den totala uppehållstiden T_v .

5.2.5 Sannolikhet för otillräcklig vertikal uppehållstid, P_v – nivå 2

Vid beräkningar av uppehållstiden i den omättade zonen enligt nivå 2 tas hänsyn till vätskans viskositet samt att hela porutrymmet inte är tillgängligt för flöde. Under vissa förhållanden kan dessa parametrar ha en stor betydelse för uppehållstiden. Fronthastigheten f (m/s) i den omättade zonen kan efter Mull (1971) och Stenström (1989) tecknas med följande samband (omskrivning av Darcy's lag):

$$f = - \frac{k \cdot k_{r,j} \cdot \rho_j \cdot g}{\mu_j \cdot n \cdot S_j} \cdot \frac{dh}{dz} \quad (18)$$

där

k = jordmateriallets permeabilitet (m^2)

$k_{r,j}$ = relativ permeabilitet för vätska j ($0 \leq k_{r,j} \leq 1$)

ρ_j = densitet för vätska j (kg/m^3)

g = gravitationskonstanten (m/s^2)

μ_j = dynamisk viskositet för vätska j (Pa·s)

n = porositet (porvolymens andel av bulkvolymen)
 S_j = mättnadsgrad för vätska j (volymandel av porutrymmet)
 dh/dz = trycknivåskillnad över sträckan dz (m/m)

Denna ekvation gäller för "steady state" tvåfasflöde, vilket egentligen inte är fallet när en farligt godsvätska tränger ner i markens porsystem och pressar undan porluften. Ekvationen bör emellertid kunna användas som en approximation. En alternativ modell som är möjlig att använda är *Green & Ampt NAPL infiltration model* som beskrivs av Charbeneau (2000). Denna analytiska modell tar hänsyn till mättnadsgraden för både vatten och den icke-vattenlösliga vätskan i porsystemet.

Genom att i ekvation (18) införa den vertikala hydrauliska konduktiviteten K_v (m/s), djupet till grundvattenytan D_v (m) samt gradienten $-dh/dz = i$, kan följande uttryck tecknas för uppehållstiden i omättad zon för ämne j :

$$T_{v,j} = \frac{D_v \cdot n \cdot S_j}{K_v \cdot i \cdot k_{r,j}} \cdot \frac{\nu_j}{\nu_w} \quad (19)$$

där ν_j och ν_w är kinematisk viskositet (m^2/s) för vätska j respektive vatten. Dessa värden finns angivna i Tabell 3.1 för de vanligaste typerna av farligt gods. Uppgifter om kinematisk viskositet kan variera en del beroende på temperaturen. Viskositeten anges med fördel vid en temperatur som motsvarar årsmedeltemperaturen i luften. Gradienten i kan antas vara lika med 1.

För både vattenlösliga och icke-vattenlösliga ämnen antas att den dränerbara porositeten är tillgänglig för flödet av vätskan och att ingen del av det övriga porutrymmet deltar i strömningen. Den dränerbara porositeten antas vara ungefär lika stor som den effektiva (kinematiska) porositeten n_e i den mättade zonen (detta ger en liten men acceptabel överskattning av porositeten). Om det vertikala vätskeflödet är mättat gäller då att $n \cdot S_j = n_e$.

För icke-vattenlösliga ämnen kan dessa antagande anses gälla om jorden är väl dränerad så att vattenhalten motsvarar fältkapaciteten. Om jorden däremot är fuktigare kommer en mindre porandel än n_e att vara tillgänglig för flödet, men det är problematiskt att ta hänsyn till olika grad av vattenmättnad i en så pass enkel analytisk modell som denna. Antagandet $n \cdot S_j = n_e$ innebär att uppehållstiden överskattas något om vattenhalten överstiger fältkapaciteten. Detta kompenseras dock av den antagna storleken på $k_{r,j}$ (se nedan) så att uppehållstiden totalt sett inte överskattas. Den effektiva porositeten finns tabellerad för olika typmiljöer i bilaga 1.

För vattenlösliga ämnen skall den relativa permeabiliteten anges som $k_{r,j} = 1$ (porsystemet är mättat med vätskan eftersom den löser sig i porvattnet, vilket innebär enfasflöde).

För icke-vattenlösliga ämnen gäller att $k_{r,j} < 1$ eftersom en del av porutrymmet i verkligheten upptas av vatten. Enligt Schwille (1984) är den relativa permeabiliteten endast måttligt mindre än 1 om porvattenhalten är låg, vilket är fallet då hela den dränerbara porositeten antas vara tillgänglig för flödet (se ovan). För att inte överskatta uppehållstiden $T_{v,j}$ är det därför rimligt att sätta $k_{r,j} = 1$ om bättre uppgifter saknas.

Sannolikheten för otillräcklig vertikal uppehållstid beräknas individuellt för varje ämne med hjälp av Monte Carlo simulering samt ekvation (19) och (20). Sannolikheten för otillräcklig vertikal uppehållstid för respektive ämne betecknas $P_{v,j}$ och kan uttryckas som:

$$P_{v,j} = P(T_{v,j} \leq T_{kv}) \quad (20)$$

5.3 Förorenings transport i mättad zon

5.3.1 Konceptuell beskrivning

Då en icke-vattenlöslig vätska som har högre densitet än vatten, t.ex. triklöretylen, når grundvattenytan kommer den att sjunka ner genom grundvattenzonen tills vätskan stoppas av ett tätande material. Vissa komponenter i föroreningen kan lösa sig i vattnet så att grundvattnet även på högre nivåer blir förorenat, detta trots att endast en mindre del av föroreningen är vattenlöslig.

Icke-vattenlösliga vätskor som är lättare än vatten, t.ex. de flesta petroleumprodukter, ansamlas vid grundvattenytan där de breder ut sig. Vätskan kan förflytta sig ovanpå grundvattenytan, särskilt om grundvattengradienten är stor. Under transporten kommer dock en del av vätskan hela tiden att fastläggas i porerna. Då all vätska fastlagts upphör vätskeflödet. Föroreningen kan även transporteras vertikalt på grund av att grundvattennivån fluktuerar. En del komponenter i vätskan kommer att lösa sig i grundvattnet och förorena detta trots att föroreningens löslighet är låg.

Vattenlösliga ämnen, t.ex. fenoler, som når grundvattenytan kommer att upphöra att existera som fri vätskefas när ämnet löst sig och förorenat vattnet.

Av ovanstående framgår att i stort sett samtliga vätskor kan förorena grundvattnet i större eller mindre utsträckning. Även en icke-vattenlöslig vätska kan förorena mycket stora vattenvolymer eftersom den ändå har en viss löslighet. Vätskor som ansamlats i grundvattenzonen kan finnas kvar och avge föroreningar under mycket lång tid.

Grundvatten som blivit förorenat kommer att röra sig i grundvattengradientens riktning. Om uttagsbrunnar för grundvatten finns i närområdet, exempelvis en kommunal grundvattentäkt, kommer gradienten att styra det förorenade vattnet i riktning mot vattentäkten. En förutsättning för detta är dock att det finns en hydraulisk förbindelse mellan olycksplats och vattentäkt. Under föroreningstransporten kommer koncentrationen i vattnet att successivt minska på grund av en mängd processer i grundvattenmagasinet. Dessa finns väl beskrivna i hydrogeologisk litteratur och omfattar bl.a. dispersion och utspädning, diffusion, sorption samt nedbrytning.

5.3.2 Sannolikhet för ogynnsam strömningsriktning, P_s – nivå 1 och 2

Med ”ogynnsam strömningsriktning” avses att grundvattnet vid olycksplatsen strömmar i riktning mot vattentäkten. Det är inte självklart att så är fallet inom skyddsområdet till en vattentäkt, skyddsområdets utformning kan ha andra grunder än rent hydrogeologiska, d.v.s. det kan vara felaktigt avgränsat. Därför bör alltid en bedömning göras av strömningsriktningen.

För att det förorenade grundvattnet skall röra sig i riktning mot vattentäkten krävs att det finns en hydraulisk förbindelse. Om skyddsområdet för vattentäkten är korrekt utmärkt kan man normalt anta att en sådan förbindelse finns, d.v.s. $P_s = 1$. I vissa geologiska miljöer kan emellertid exempelvis berggryggar skjuta upp i grundvattenmagasinet och skära av den hydrauliska förbindelsen till vattentäkten. Sannolikheten för ogynnsam strömningsriktning (strömning

mot vattentäkten) måste därför bestämmas individuellt efter de hydrogeologiska förhållandena på platsen. Detta kräver expertkunskap och platsspecifika undersökningar/bedömningar.

5.3.3 Sannolikhet för otillräcklig horisontell transporttid, P_h – nivå 1

Beräkningsmetoden för nivå 1 bygger på följande antaganden:

- Föroreningen som når grundvattenytan antas momentant förorena grundvattnet.
- Föroreningen rör sig horisontellt med vattenflödet (advektion) samt genom dispersion. Ingen sorption eller nedbrytning antas förekomma.
- Ingen hänsyn tas till vilken koncentration föroreningen uppträder i vid vattentäkten. Så fort förorenat vatten från grundvattenzonen vid olycksplatsen når vattentäkten antas att vattentäkten utsätts för oacceptabel förorening.
- Gradienten och flödesarean är konstanta hela vägen från olycksplats till vattentäkt och akviferen är homogen.

Om bara den advektiva föroreningstransporten beaktas kommer transporttiden för föroreningsfronten att överskattas (Baca, 1999), vilket medför att risken underskattas. Därför bör den modell som väljs även ta hänsyn till dispersiv transport, d.v.s. att föroreningsfronten når fram till vattentäkten före det advektiva flödet. Därför föreslås en modell som rekommenderas av Livsmedelsverket (1997) för avgränsning av skyddsområden för vattentäkter (efter Liedholm, 1997):

$$T_h = \frac{L_h \cdot n_e}{2 \cdot K_h \cdot i} \quad (21)$$

där T_h är den horisontella transporttiden (s) i den mättade zonen. L_h är det horisontella avståndet från platsen för utläckage till vattentäkten (m), n_e är effektiv porositet, K_h är den hydrauliska konduktiviteten (m/s) och i är den hydrauliska gradienten. Samtliga variabler är stokastiska. Faktorn 2 i ekvationen innebär att den maximala transporthastigheten är ungefär två gånger den advektiva på grund av dispersion (Liedholm, 1997).

Flera författare påpekar att då medelvärden av hastigheter och transporttider i den mättade zonen skall beräknas så är det felaktigt att använda sig av den effektiva porositeten n_e , istället bör den totala porositeten användas (Grip & Rodhe, 1989; Espeby & Gustafsson, 1997). Om den totala porositeten används i beräkningarna kommer emellertid transporttiden T_h för de snabbaste vattenpartiklarna att överskattas och sannolikheten P_h därmed att underskattas. Detta är mindre lämpligt i en riskanalys och därför används den effektiva porositeten istället.

För att avgöra om den horisontella transporttiden är tillräckligt lång för att den mättade zonen skall hinna saneras måste en kravgräns (T_{kh}) bestämmas. Om transporttiden är kortare än kravgränsen antas att saneringen av den mättade zonen misslyckas, i annat fall lyckas den. Ingen hänsyn tas således till föroreningskoncentrationen i vattentäkten, endast transporttiden beaktas. Sannolikheten för att saneringen skall misslyckas (P_h) beräknas med hjälp av Monte Carlo simulering:

$$P_h = P(T_h \leq T_{kh}) \quad (22)$$

En lämplig kravgräns kan vara att följa Naturvårdsverkets rekommendationer för uppehållstid i inre respektive yttre skyddszon för vattentäkter. Upphållstiden för grundvattnet vid randen

av den inre skyddszonen bör vara i storleksordningen 60-100 dygn och vid randen av den yttre minst 1 år (Naturvårdsverket, 1990). Dessa tidsgränser är valda för att förhindra mikrobiell förorening av en vattentäkt samt ge en rimlig chans att vidta åtgärder (sanering etc.) om ett utsläpp sker utanför respektive skyddszon. Om andra uppgifter saknas kan lämpliga värden på kravgränsen T_{kh} vara 60 dygn där den inre skyddszonen berörs, respektive 1 år där järnvägen passerar den yttre skyddszonen.

5.3.4 Sannolikhet för otillräcklig horisontell transporttid, P_h – nivå 2

Metoden för att beräkna transporttiden T_h för nivå 1 innebär en kraftig förenkling av verkligheten. Flera viktiga aspekter som påtagligt kan påverka riskbilden för vattentäkten beaktas inte enligt nivå 1. Några av dessa är:

1. I de fall järnvägen passerar i närheten av vattentäkten kan grundvattengradienten vara betydligt större än de schablonvärden som redovisas för de olika typmiljöerna. Som en grov tumregel gäller att den hydrauliska gradienten fördubblas när avståndet till brunnen halveras. Detta orsakas av att flödesarean minskar i riktning mot vattentäkten på grund av radiell strömning. Dessutom minskar flödesarean ytterligare när grundvattenytan i ett öppet grundvattenmagasin sänks av (förutsatt att pumpningen i vattentäkten fortgår efter olyckan). Detta leder till att sannolikheten P_h kan underskattas om ekvation (21) för nivå 1 används.
2. För nivå 1 beaktas dispersion mycket schablonmässigt. Enkla analytiska modeller finns dock som hanterar dispersion på ett mera korrekt sätt.
3. Beräkning enligt nivå 1 tar inte hänsyn till att sorption kan förlänga transporttiden påtagligt för flera föroreningar. I vissa fall kan därför risken komma att överskattas betydligt.

För att ta hänsyn till ovanstående föreslås nedan två alternativa beräkningsmetoder som komplement till nivå 1. Den första metoden (*järnväg mycket nära vattentäkt*) är ett försök att lösa problemet enligt punkt 1 ovan. Den andra metoden (*1D-modell med dispersion och sorption*) syftar till att åtgärda problemen enligt punkterna 2–3 ovan. Observera att det inte alltid är lämpligt att använda någon av metoderna. För att de skall ge acceptabla resultat krävs att användaren har god kunskap om hydrogeologi och föroreningsspridning.

Järnväg mycket nära vattentäkt

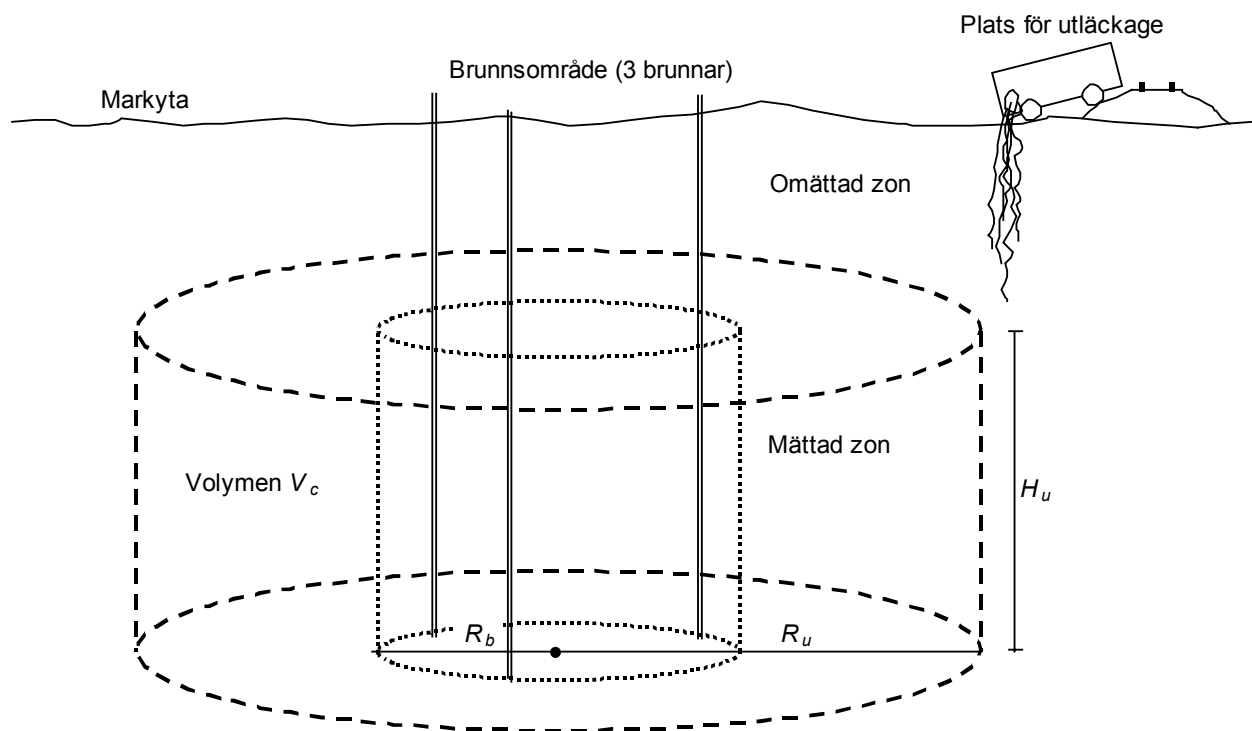
Denna metod bör endast användas där järnvägen passerar mycket nära en vattentäkt. I likhet med beräkning enligt nivå 1 är metoden ämnesoberoende.

Vid radiell strömning mot en brunn minskar flödesarean när man förflyttar sig i riktning mot brunnen, vilket innebär att vattnets hastighet ökar. I en öppen akvifer minskar även flödesareans utsträckning i höjddled på grund av avsänkning i akviferen. Detta bidrar ytterligare till att vattenhastigheten ökar i riktning mot brunnen. I brunnens närhet bör man ta hänsyn till detta för att inte transporttiden skall överskattas. Vid radiell strömning kan den genomsnittliga transporttiden T_h beräknas som

$$T_h = \frac{V}{q} \quad (23)$$

där V är vattenvolymen i akviferen innanför en radie som motsvarar avståndet till utsläppsplatsen (m^3) och q är vattenuttaget i brunnen (m^3/s). Vattenvolymen V kan uppskattas genom att beräkna volymen på en cylinderformad del av akviferen (V_c), dra bort avsänkningstrattens volym och korrigera för den effektiva porositeten (n_e). Avsänkningstrattens volym kan beräknas genom integrering (rotationsvolym) av brunnsekvationen för öppen akvifer, även kallad Dupuit-Forchheimers ekvation (de Marsily, 1986). Problemet saknar dock en enkel analytisk lösning men kan tecknas som en Taylor-serie. Problemet kan emellertid förenklas betydligt enligt följande: Beräkningar visar att avsänkningstrattens volym sällan överstiger 10 % av den cylinderformade volymen V_c (Figur 5.3). Följande samband gäller då approximativt:

$$V = 0,9 \cdot V_c \cdot n_e \quad (24)$$



Figur 5.3 Princip för beräkning av volymen V_c .

Den cylinderformade volymen V_c kan tecknas:

$$V_c = \pi \cdot H_u \cdot (R_u^2 - R_b^2) \quad (25)$$

där H_u är mäktighet på den mättade zonen vid utsläppsplatsen (m), d.v.s. det vertikala avståndet från grundvattenytan till akviferens botten (dock ej lägre än brunnssintagets undre nivå). R_u är avståndet från brunnens (eller brunnsområdets) centrum till utsläppsplatsen (m) och R_b är avståndet från brunnens (eller brunnsområdets) centrum till den brunn som ligger närmast utsläppsplatsen (m). Den horisontella transporttiden kan uttryckas med hjälp av ekvationerna (23), (24) och (25). För att ta hänsyn till dispersiv transport har även en faktor 2 införts på motsvarande sätt som i ekvation (21):

$$T_h = \frac{0,9 \cdot \pi \cdot H_u \cdot n_e \cdot (R_u^2 - R_b^2)}{2 \cdot q} \quad (26)$$

Om endast en uttagsbrunn förekommer vid vattentäkten kan sättas $R_b = 0$. Om vattentäkten består av flera brunnar måste en bedömning göras om ekvationen är lämplig att använda, bl.a. beroende på det inbördes avståndet mellan brunnarna och hur de är placerade i förhållande till varandra. Eventuellt kan avståndet R_b sättas som avståndet från en fiktiv centrumpunkt i brunnsområdet till den uttagsbrunn som är belägen närmast olycksplatsen.

Sannolikheten P_h beräknas med hjälp av ekvation (26) och Monte Carlo simulering på motsvarande sätt som för nivå 1.

Ekvation (26) är först och främst lämplig att använda där järnvägen passerar mycket nära en vattentäkt där vattenuttaget är stort. För att ekvationen skall gälla måste akviferen vara homogen och strömningen ske radiellt till brunnen eller brunnsområdet. Då ekvationen används bör man som kontrollåtgärd även utföra en beräkning enligt metoden för nivå 1. Den av metoderna som ger störst sannolikhet P_h bör väljas i riskanalysen.

1D-modell med dispersion och sorption

Denna modell tar hänsyn till dispersion på ett bättre sätt än för nivå 1 samt sorption av föroreningen. Nedbrytning beaktas dock inte. Av dessa faktorer bedöms sorptionen kunna påverka resultatet av riskanalysen mest, för vissa föroreningar 1-2 tiopotenser. Det kan därför vara rimligt att beakta sorptionseffekterna i vissa fall. Nedbrytning av föroreningen är svår att beräkna utan ingående undersökningar och bedöms i de flesta fall ha en underordnad betydelse för de relativt korta tidsperioder som studeras, åtminstone för inre skyddszoner där kravtiden T_{kh} är 60-100 dygn.

I modellen antas att vattentäkten slås ut då föroreningsfronten når fram till vattentäkten, d.v.s. då föroreningskoncentrationen blir större än noll. Transporttiden kan uppskattas med olika analytiska modeller beroende på om föroreningen transporteras som en puls genom grundvattenzonen eller om föroreningskällan ger ett kontinuerligt tillskott. Vid ett utsläpp av farligt gods kommer föroreningen att ansamlas i den omättade zonen samt i, eller i anslutning till, grundvattenzonen, varifrån den långsamt kan lakas ut och spridas på ett kontinuerligt sätt. Om man istället antar att saneringsåtgärder sätts in relativt snabbt, så att föroreningskällan vid olycksplatsen och i marken därunder snabbt avlägsnas, kan föroreningsspridningen betraktas som en puls (se även avsnitt 5.3.5). Vid stora utläckage av tunga föroreningar som sjunker ned i grundvattenzonen, eller vid utläckage där djupet till grundvattenytan är stort, kan det vara svårt att snabbt genomföra en fullgod sanering. I dessa fall kan det vara befogat att använda en transportmodell där föroreningskällan är kontinuerlig.

Nedan antas att föroreningstransporten sker från en kontinuerlig källa (ekvation 27). Motsvarande ekvation för en pulskälla kan hämtas från litteraturen.

Modellen kan endast användas för enskilda ämnen eller ämnesgrupper med liknande egenskaper. Detta innebär att för varje ämne j som ingår i riskanalysen (se avsnitt 3.3) behöver sannolikheten $P_{h,j}$ beräknas. Koncentrationen (kg/m^3) av förorening j vid vattentäkten efter kravtiden T_{kh} (s) kan uttryckas på följande sätt (efter Domenico & Schwartz, 1990):

$$C_j = \frac{C_{0,j}}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{R_{f,j} \cdot L_h - v_w \cdot T_{kh}}{2 \cdot \sqrt{\alpha_h \cdot v_w \cdot T_{kh} \cdot R_{f,j}}} \right) \right] \quad (27)$$

där $C_{0,j}$ är föroreningskoncentrationen av ämne j i grundvattnet vid olycksplatsen (kg/m^3). $C_{0,j}$ bör anges som en stokastisk variabel med högsta möjliga värde angivet som vattenlösligheten för det aktuella ämnet (eller ursprungskoncentrationen i tankvagnen när det gäller vattenlösningar som exempelvis syror). L_h är avståndet från olycksplatsen till vattentäkten. $R_{f,j}$ är retardationsfaktorn för förorening j på grund av sorption och α_h är den longitudinella dispersiviteten (m). Grundvattnets porhastighet betecknas med v_w (m/s). Funktionen $\operatorname{erfc}()$ är den komplementära felfunktion som finns tabellerad hos exempelvis Fetter (1993) och Domenico & Schwartz (1990). Den förekommer även i de vanligaste kalkylprogrammen. Ekvationen ovan är till synes komplex men är mycket enkel att använda sig av i ett kalkylprogram som t.ex. Microsoft Excel (se avsnitt 9.2).

Den longitudinella dispersiviteten α_h bör behandlas som en stokastisk variabel. I litteraturen är det praxis att ange $\alpha_h \approx 0,1 \cdot L_h$, se exempelvis Fetter (1993). Gelhar (1986) och Fetter (1993) presenterar diagram där intervall för dispersivitetsvärden kan utläsas för olika längdskalor.

Om sorptionen antas ske linjärt kan retardationsfaktorn $R_{f,j}$ beräknas enligt följande (Domenico & Schwartz, 1990):

$$R_{f,j} = 1 + \frac{1-n}{n} \cdot \rho_s \cdot K_{d,j} \quad (28)$$

där ρ_s är kompaktdensiteten för akvifermaterialet (kg/m^3), n är den totala porositeten och $K_{d,j}$ är fördelningskoefficienten mellan fast fas och vätska för ämne j (m^3/kg). Antagandet om linjär sorption är dock diskutabelt (Bethke & Brady, 2000), överhuvudtaget saknas enkla och tillförlitliga fastläggningsmodeller. Användning av K_d -värden fungerar bäst för ämnen med låg sorption till jordpartiklar, vid låga koncentrationer, då ämnet endast medverkar i ett fåtal kemiska reaktioner samt i en stabil kemisk miljö (Brady & Bethke, 2000). K_d -värden är osäkra och bör behandlas som stokastiska variabler. Fördelningskoefficienten påverkas bl.a. av jordart och halten organiskt material i akviferen, pH-värdet samt redoxförhållandena. Exempel på fördelningskoefficienter för olika föroreningar redovisas bl.a. av Naturvårdsverket (1996). K_d -värden kan även uppskattas genom metoder som finns väl beskrivna i litteraturen, t.ex. av Fetter (1993).

Den totala porositeten för olika jordarter kan uppskattas från tabeller och figurer hos exempelvis Grip & Rodhe (1988) samt Knutsson & Morfeldt (1993). Kompaktdensiteten ρ_s avser densiteten för akvifermaterialet. I normala fall kan sättas $\rho_s = 2\,650 \text{ kg/m}^3$. Grundvattnets porhastighet v_w kan beräknas med Darcy's lag:

$$v_w = \frac{K_h \cdot i}{n_e} \quad (29)$$

Med hjälp av ekvationerna (27), (28) och (29) kan föroreningskoncentrationen C_j vid vattentäkten vid kravtiden T_{kh} beräknas genom Monte Carlo simulering. Vid varje simuleringssteg jämförs C_j med 0 (eller ett något högre värde) för att avgöra om föroreningsfronten nått fram

till vattentäkten eller ej. Antal simuleringssteg där $C_j > 0$ i förhållande till totala antalet simuleringssteg, ger sannolikheten för otillräcklig horisontell transporttid för ämnet ifråga ($P_{h,j}$):

$$P_{h,j} = P(C_j > 0) \quad (30)$$

Observera att modellen inte direkt kan användas på blandningar av olika ämnen som t.ex. bensin eftersom de ämnen som ingår i vätskan kan röra sig med olika hastighet. I sådana fall måste man först välja ut det ämne i vätskeblandningen som bedöms kunna transporteras snabbast. Maximala koncentrationen för $C_{0,j}$ skall i detta fall anges som lösligheten för det utvalda ämnet, ej för vätskeblandningen som helhet (en rimlighetsbedömning måste dock göras som bl.a. baseras på hur mycket av det utvalda ämnet som finns i vätskeblandningen). Den beräknade sannolikheten $P_{h,j}$ gäller dock vätskan j som helhet.

5.3.5 Andra misslyckandekriterier för beräkning av P_h

Det är möjligt att definiera olika typer av kriterier för misslyckande, d.v.s. den händelse som anses leda till att vattentäkten skadas så att en konsekvenskostnad uppkommer. Några sådana *misslyckandekriterier* är:

1. Otillräcklig transporttid till vattentäkten
2. Otillräcklig transporttid till ett visst avstånd från järnvägen (*eng.* compliance boundary)
3. Överskriden gräns för föroreningskoncentration i vattentäkten
4. Överskriden gräns för föroreningskoncentration vid ett visst avstånd från vattentäkten
5. Förorening av grundvattnet under olycksplatsen

Det första kriteriet, otillräcklig transporttid till vattentäkten, används vid beräkningar av P_h för nivå 1 ovan. Detta är även det kriterium som Vägverket (1998) använder sig av. Kriterium nummer två innebär att man istället betraktar transporttiden till ett s.k. *compliance boundary* på ett visst avstånd från järnvägen. I detta fall antas att konsekvenskostnaden uppkommer då föroreningen når detta avstånd, även om föroreningen ännu inte nått fram till vattentäkten. Detta misslyckandekriterium kan t.ex. väljas om man förväntar sig att pumpningen i vattentäkten avbryts om föroreningen nått ett visst avstånd från järnvägen. Synsättet har använts vid riskanalys av vattentäkten Högbymon, Mjölby kommun (Johansson, muntlig uppgift).

Det tredje kriteriet innebär att man istället för transporttiden beaktar den maximala föroreningskoncentrationen som kan uppnås vid vattentäkten. Man anser i detta fall att vattentäkten skadas om föroreningskoncentrationen överskrider en viss koncentration, exempelvis ett gränsvärde eller detektionsgränsen för föroreningen ifråga. Kriterium nummer fyra är i stort sett detsamma men man beaktar istället föroreningskoncentrationen vid ett visst avstånd från järnvägen. Hur misslyckandekriterierna 3–4 kan användas redovisas nedan.

Kriterium nummer fem, förorening av grundvattnet, är det mest konservativa av samtliga misslyckande kriterier ovan. I detta fall tänker man sig att konsekvenskostnaden för vattentäkten uppkommer redan om föroreningen når grundvattnet. Motivet för detta skulle kunna vara att man anser att pumpningen i vattentäkten skall upphöra om föroreningen nått ned till den mättade zonen. Kriterium fem leder i princip till att sannolikheten P_h utgår ur analysen.

Det kan i vissa fall vara befogat att utföra riskanalysen med olika misslyckandekriterier och jämföra resultaten. Spridningen i beräknad risk ger ett mått på vilken betydelse valet av misslyckandekriterium har för slutresultatet.

Överskriden kravgräns för föroreningskoncentration

Det är möjligt att använda föroreningskoncentrationen som misslyckandekriterium (kriterium 3–4 ovan) genom att använda en enkel 2-dimensionell analytisk modell för att beräkna den maximala koncentrationen vid ett visst avstånd från järnvägen, eller vid vattentäkten. Modellen bygger på att föroreningen sprids i form av en puls. På grund av dispersion minskar föroreningskoncentrationen allt eftersom pulsen förflyttar sig. Efter Hemond & Fechner-Levy (2000) samt Bedient et al. (1994) kan modellen tecknas enligt följande:

$$C_{\max,j} = \frac{C_{0,j} \cdot A_{w,j}}{4\pi \cdot L_h \cdot \sqrt{\alpha_h \cdot \alpha_y}} \quad (31)$$

där $C_{\max,j}$ (kg/m³) är den maximala koncentration som kan uppkomma på avståndet L_h (m) från olycksplatsen för ämne j . α_h är den longitudinella dispersiviteten (m) och α_y är den transversella dispersiviteten (m). $A_{w,j}$ är den horisontella arean på den förorenade grundvattenvolymen under olycksplatsen för ämne j (m²).

Ett konservativt antagande är att koncentrationen i grundvattnet under olycksplatsen, $C_{0,j}$ (kg/m³), är lika med det aktuella ämnets löslighet i vatten. Arean $A_{w,j}$ på den förorenade grundvattenvolymen direkt efter olyckstillfället kan uppskattas till spillrets area på markytan ($A_{u,j}$), dock till minst några kvadratmeter. Lätta, icke-vattenlösliga ämnen, som t.ex. flertalet petroleumprodukter, kan emellertid breda ut sig över en större grundvattenyta än spillrets area på marken. I detta fall kan $A_{w,j}$ behöva uppjusteras. Den transversella dispersiviteten är betydligt lägre än den longitudinella och följande samband brukar användas som approximation (se även avsnitt 5.3.4):

$$\alpha_y = 0,1 \cdot \alpha_h \quad (32)$$

Sannolikheten P_h betecknar i detta fall sannolikheten att en kravgräns ($C_{k,j}$) skall överskridas. Kravgränsen utgörs av högsta acceptabla halt i vattentäkten eller i grundvattnet på ett visst avstånd från järnvägen. Ett exempel på kravgräns kan vara analyslaboratoriets rapporteringsgräns för det aktuella ämnet (i detta fall accepteras inte att en mätbar halt förekommer i vatten). Sannolikheten beräknas med hjälp av Monte Carlo simulering och följande samband:

$$P_{h,j} = P(C_{\max,j} > C_{k,j}) \quad (33)$$

där $C_{k,j}$ är kravgränsen.

6 Sannolikhetsberäkningar för ytvattentäkter

6.1 Konceptuell beskrivning

Banvallar som berörs är sådana som passerar ett tillrinningsområde för en ytvattentäkt så att utläckande farligt gods kan skada vattentäkten. Sjöar, strömmande vattendrag, som åar och älvar, uppvisar stora olikheter vad gäller föroreningstransport. I strömmande ytvattendrag styrs möjligheterna för en förorening att nå en intagspunkt till största delen av om denna ligger nedströms banvallen eller ej. För en sjö kan vinddrivna strömmar vara helt dominerande för föroreningstransporten och medföra att strömningsriktningen varierar mycket kraftigt. Liksom för grundvattentäkter bör observeras att skyddsområden kan vara upprättade på delvis andra grunder än de rent hydrologiska och att berörda banvallar därför kan finnas utanför skyddsområdesgränserna.

Föroreningstransport mellan en banvall och en intagspunkt för en ytvattentäkt i ett strömmande vattendrag kan ske om:

- hydraulisk förbindelse finns mellan banvall och vattendraget via grundvattenflöden, diken och naturliga biflöden; och
- intagspunkten ligger nedströms banvallen.

Föroreningstransport mellan en banvall och en intagspunkt för en ytvattentäkt i en sjö kan ske om:

- hydraulisk förbindelse finns mellan banvall och sjön via grundvattenflöden, diken och naturliga biflöden; och
- intagspunkten ligger i ofördelaktig strömnings- eller vindriktning i förhållande till den punkt där föroreningen tillförs sjön.

Den schematiska beskrivningen med avseende på ytvattenförhållandena bör innehålla följande information:

- I vilken typ av ytvatten vattentäkten är placerad, d.v.s. sjö eller strömmande vattendrag.
- Hur banvallen och vattentäkten ligger i förhållande till ytvattnets avrinningsmönster, dvs. vilka flödesvägar som är möjliga och om banvallen ligger uppströms intagspunkten eller ej.
- Terrängen mellan banvall och ytvatten d.v.s. lutning, eventuella flödesbarriärer, infiltrationsmöjligheter, naturliga diken, eventuell vegetation.
- Ofördelaktiga strömnings- och vindriktningar för föroreningstransport, om det är en sjö som hyser vattentäkten.
- Egenskaper, såsom godsflöde, spårstandard m.m. (kapitel 4) för de bansträckor som berör vattentäkten.

Sannolikhetsberäkningarna för ytvattentäkter skiljer sig åt från motsvarande beräkningar för grundvattentäkter. Sannolikheterna för olycka med farligt gods (P_o) och sannolikheten för utläckage (P_u) beräknas emellertid på samma sätt för både yt- och grundvattentäkter. För beräkning av P_o och P_u hänvisas till (kapitel 4).

Som framgår av följande avsnitt är ambitionsnivån för ytvattentäkter betydligt lägre än för grundvattentäkter, bl.a. saknas nivåindelning i metodiken. Innehållet i de följande avsnitten är till största delen hämtat från Vägverket (1998).

6.2 Föroreningens utbredning

6.2.1 Från banvall till recipient

En utströmmande förorening på marken kommer antingen att rinna på markytan, i diken etc. fram till en recipient eller infiltrera genom markytan och via grundvattnet nå en recipient. I detta sammanhang diskuteras endast föroreningar i form av vätska som når ytvattenrecipienter genom avrinning på markytan. Resonemangsmässigt bör man således skilja på flöden i spontana diken som bildas på grund av plötsliga utsläpp av vätskor och den efterföljande föroreningsspridningen som sker i recipient (uthålliga flöden i strömmande vattendrag respektive sjöar).

Utbredningshastigheten på markytan och i diken fram till recipienten styrs framför allt av markytans lutning. Vi kan här bortse från inverkan av temperatur/tjäle och jordartsförhållanden eftersom vätskeflödet i detta kapitel antas avrinna på markytan. Däremot kan en del av föroreningen fastna i eller bromsas upp av vegetation och spädas ut i mindre vattensamlingar och tillfälligt vattenfyllda diken.

Vid beräkning av strömningstid från utsläppspunkt till ytvattenrecipient kan man vid normala relativt höga hastigheter och fullständig turbulens använda en förenklad strömningsekvation (de Chezy+Manning). För mycket långsamma flöden används allmänna friktionsekvationen (Darcy-Weisbachs ekvation) men sådana flöden är knappast intressanta eftersom vi här söker förhållanden där saneringen med stor sannolikhet misslyckas. Aktuella ekvationer innebär beräkningar som utan god kännedom om ingående parametrar leder till osäkra resultat. Det kan då vara mera rationellt att använda en schablon för utbredningshastigheten som beräknats till 0,5–3,0 m/s (de Chezy+Manning). Hastigheten motsvarar ett flöde i intervallet ca 50–300 l/s. För ett sådant flöde tar det 1-5 minuter att avancera 100 m. Beräkningarna påverkas mest av markytans lutning (vätskans fall) som här tillåts variera inom 1–10 %. Även friktionen mot marken/diket (Mannings ekvation) påverkar flödet (upp till en faktor 2). För överblickbara transportsträckor på ett par hundra meter fram till en recipient handlar det om strömningstider som är så korta att man med normal beredskap knappast hinner göra framgångsrika insatser för att stoppa flödet.

Ovanstående beräkningar kan jämföras med en studie utförd av Vätternvårdsförbundet (1996) där flödeshastigheter uppmättes till mellan 0,05–1,0 m/s.

Vid spill i ytvatten kommer vätskan antingen att lösa sig i vattnet (vattenlösligt ämne), flyta på vattenytan (ämne med lägre densitet än vatten) eller sjunka ner i vattenmassan (ämne med högre densitet än vatten).

Vid utsläpp av olja på isbelagda ytvatten tränger föroreningen ner i sprickor och kan ansamlas i ojämnheter i och under istäcket. En sådan förorening kommer att röra sig långsammare än ytvattnet (CONCAWE, 1981).

6.2.2 Strömmande vattendrag

Rinntiden i strömmande vattendrag, T_q (s), är:

$$T_q = \frac{d}{v_q} \quad (34)$$

där

v_q = vattendragets flödeshastighet (m/s).

d = avståndet i vattendraget mellan utsläppspunkt och intagspunkt för råvattnet (m).

Rinntiden i strömmande vattendrag kan för större vattendrag bestämmas utifrån befintlig flödesstatistik från exempelvis SMHI:s årsbok.

6.2.3 Sjöar

Beräkning av strömningstid för en vätska (lättare än vatten) mellan en utsläppspunkt och en intagspunkt i en sjö beror i huvudsak av vindriktning och vindhastighet. Statistik för detta kan beställas från SMHI. Under normala förhållanden gäller att de ytliga vindalstrade strömmarna har en hastighet av mellan 1–3 % av vindhastigheten. Transporttiden, T_n (s), kan beskrivas enligt följande samband (Vägverket, 1998):

$$T_n = \frac{d}{v_v \cdot 0,02} \quad (35)$$

där

v_v = vindhastigheten (m/s).

d = avståndet i sjön mellan utsläppspunkt i sjön och intagspunkt för råvattnet (m).

6.3 Sannolikhet för att sanering misslyckas

6.3.1 Allmänt

För att genomföra nedanstående beskrivna moment rörande sannolikheterna att sanering kommer att misslyckas krävs god hydrologisk kunskap, eftersom bedömningarna till stor del måste baseras på erfarenhet hos användaren.

6.3.2 Från banvall till vattendrag

Sannolikheten för att transporttiden mellan banvall och vattendrag är så kort att sanering inte hinner genomföras är enligt avsnitt 6.2.1 mycket stor, låt oss schablonisera till 100 %. Detta innebär att $P_{yq} = 1$ (strömmande vattendrag) och $P_{ys} = 1$ (sjö).

6.3.3 Strömmande vattendrag

Sista hållpunkten för att stoppa en förorening är själva vattentäkten d.v.s. uttagspunkten av råvattnet. Det kan dessutom finnas anledning att beräkna passertider utmed vattendraget för att se om det finns möjlighet att lägga ut länsar på lämpliga ställen.

Om det förekommer vattenfall eller forsar i vattendraget blandar sig en skiktad förorening med hela vattenmassan. En saneringsinsats med länsar blir därmed verkningslös närmast nedströms sådana passager.

För sannolikhetsbedömningar gäller att med hänsyn till följande faktorer bestämma vilket flöde som inte får överskridas om kravet på transporttid skall uppfyllas:

- Den kritiska tiden med hänsyn till beredskapssituationen
- Vattendragets tvärsnittsarea
- Avståndet mellan utsläppspunkt i vattendraget och intagspunkt för råvattnet

Uppgifter om hur ofta detta flöde överskrids beräknas med hänsyn till nederbörds- och temperaturförhållandena och kan beställas från SMHI. Om inte flödesmätningar för det aktuella vattendraget finns direkt tillgängliga kan SMHI göra modellberäkningar baserade på nederbördsdata. Närmare uppgifter hur man utför egna beräkningar kan hämtas från Vägverket (1998).

Förfarandet vid beräkning av sannolikheten för att ett visst flöde överskrids, P_q , är:

1. Bestäm det kritiska flödet q_k (m^3/s), med hänsyn till krav på transporttid T_q (s), vattendragets tvärsnittsarea A (m^2), och avståndet d (m) mellan utsläppspunkt och intagspunkt för råvatten. Detta görs med följande uttryck:

$$q_k = \frac{d \cdot A}{T_q} \quad (36)$$

2. Utläs ordningstalet, f , för intervallet med aktuellt flöde ur flödesstatistiken
3. Utläs det totala antalet flödesintervall, F , för den aktuella platsen
4. Beräkna sannolikheten P_q enligt nedan:

$$P_q = \frac{f}{F + 1} \quad (37)$$

Den beskrivna metodiken bygger på att sanering hinner genomföras om kravet på transporttid uppfylls. Det finns dock ett fall då detta inte alltid är en acceptabel metodik. Om ett ytvattendrag förorenas med en blandbar eller vattenlöslig vätska som läcker ut från en tankvagn kan det ifrågasättas om sanering överhuvudtaget är möjlig att genomföra på ett framgångsrikt sätt, i varje fall om avståndet mellan olycksplats och vattentäkt är kort. I detta fall kan det vara rimligare att sätta $P_q = 1$, d.v.s. föroreningen når med säkerhet vattentäkten. Vid längre avstånd kan det vara nödvändigt att använda spridningsmodeller för ytvattendrag för att uppskatta om föroreningen hinner spädas ut tillräckligt innan den når vattentäkten.

6.3.4 Sjöar

För sannolikhetsbedömningarna gäller därvid att bestämma vilken vindhastighet och vindriktning som är ofördelaktig med hänsyn till följande faktorer:

- Avstånd mellan utsläppspunkt och intagspunkt
- Lägesförhållande mellan utsläppspunkt i sjön och intagspunkt för råvattnet

Den kombinerade sannolikheten, P_w , vilken är en funktion av sannolikheterna att det blåser i ofördelaktig vindriktning, p_r , och att vindhastigheten är högre än vad som krävs för att kravet på transporttid skall kunna uppfyllas, p_v , kan beskrivas som:

$$P_w = p_r \cdot p_v \quad (38)$$

De två sannolikheterna kan utläsas av den vindstatistik som erhålls från SMHI. Ett exempel på beräkning av sannolikheten P_w , d.v.s. att sanering vid ytvattentäkt i sjö kommer att misslyckas, redovisas av Vägverket (1998).

7 Beräkning av konsekvenskostnader

7.1 Principer

I föregående kapitel har en metodik för beräkning av *sannolikheter* för olika händelser presenterats och i detta kapitel redovisas metoder för att uppskatta *konsekvenserna* av olika händelseförlopp, enligt **Figur 2.2 – 2.4**. Metodiken bygger i stor utsträckning på den metodik som redovisats av Vägverket (1998). Konsekvenserna kvantifieras som kostnader och uttrycks i monetära enheter, i denna rapport kronor (SEK).

Tabell 7.1 Sammanställning av olika typer av konsekvenskostnader i metodiken.

Konsekvenskostnad		Ämnes-beroende kostnad	Metodik för att uppskatta kostnaden	
			Nivå 1	Nivå 2
Saneringskostnader:				
▪ Sanering av markytan (C_m) - sanering - uppgrävning och återställande av banvall - stilleståndskostnader		ja	Poängberäkning*	Poängberäkning ($C_{m,j}$)*
▪ Sanering av omättad zon (C_v) - sanering - uppgrävning och återställande av banvall - stilleståndskostnader		ja	Poängberäkning*	Poängberäkning ($C_{v,j}$)*
▪ Sanering av mättad zon (C_h)		ja	Poängberäkning	Poängberäkning eller plats-specifikt ($C_{h,j}$)
▪ Sanering i strömmande ytvatten (C_q)		ja	Poängberäkning	Poängberäkning eller plats-specifikt ($C_{q,j}$)
▪ Sanering i sjö (C_s)		ja	Poängberäkning	Poängberäkning eller plats-specifikt ($C_{s,j}$)
*) Stilleståndskostnader uppskattas platsspecifikt och ingår inte i poängberäkningen.				
Ersättningskostnader (C_e):				
▪ Tillfällig vattenförsörjning ▪ Produktionsbortfall inom industrin ▪ Arbetskostnad för konsumenter ▪ Anläggning av ny vattentäkt		ja	Platsspecifikt ($C_{e,j}$)	
In-situkostnader (C_i)				
▪ Ekologiska värden, optionsvärden, arvvärden, existensvärden m.m.		ja	Platsspecifikt ($C_{i,j}$) eller tas inte med i analysen	

Värdet på en vattenresurs kan uppdelas i *utvinningsvärden* och *in-situvärden* (NRC, 1997). Utvinningsvärden är ekonomiska värden till följd av vattenutvinningen. In-situvärden är de värden det befintliga vattnet representerar även om det inte exploateras, t.ex. ekologiska värden och existensvärden. Vid ett utläckage av farligt gods kan både utvinningsvärden och in-situvärden påverkas, vilket i metodiken behandlas som om en kostnad uppkommer till följd av olyckan. Utvinningsvärden som på detta sätt går förlorade uppskattas i metodiken som *ersättningskostnader*. Därtill uppkommer *saneringskostnader* som måste utföras för att omhänderta föroreningen och förhindra fortsatt spridning. I många fall kan det även vara befogat att be-

akta *in-situvärden* i analysen. Dessa är dock svåra att uppskatta och kräver platsspecifika analyser.

I metodiken uttrycks således konsekvenserna av en olycka med tre typer av kostnader; *saneringskostnader*, *ersättningskostnader* respektive *in-situvärden* (Tabell 7.1).

Sanerings- och ersättningskostnaderna kan i sin tur indelas i olika kostnader. Vissa av kostnaderna är delvis ämnesberoende, d.v.s. de beror till en del av vilket farligt godsämne som läckt ut. På samma sätt som vid sannolikhetsberäkningarna för grundvattentäkter föreslås en metodik med två komplexitetsnivåer; nivå 1 och nivå 2, där nivå 2 om möjligt även tar hänsyn till ämnesberoende kostnader. I den följande beskrivningen görs dock ingen skillnad på nivå 1 och nivå 2. Skillnaden består endast i att saneringskostnaderna uppskattas separat för varje ämne i nivå 2. I många fall är det inte aktuellt att använda nivå 2 eftersom ämnesberoende ofta är svagt.

För vissa typer av ämnen, t.ex. tunga klorerade kolväten, kan kostnaderna behöva uppskattas oberoende av metoden för poängberäkning som presenteras nedan. Metoden för poängberäkning är inte anpassad för att hantera kostnader som uppkommer för sådana ämnen som kräver speciella saneringsinsatser.

7.2 Saneringskostnader

7.2.1 Beräkningsmetodik

Beräkningsmetodiken för saneringskostnaderna bygger i stor utsträckning på Vägverket (1998) med vissa omarbetningar och kompletteringar. Saneringskostnaderna delas in i fem olika typer; kostnader för sanering av markytan (C_m), den omättade zonen (C_v), den mättade zonen (C_h), strömmande ytvatten (C_q) respektive sjö (C_s). För varje typ av kostnad anges ett intervall inom vilket kostnaden troligen faller, se Tabell 7.2. Uppgifterna i tabellen har hämtats från Vägverket (1998) men har justerats till 1999 års kostnadsnivå med hjälp av uppgifter från entreprenadindex E84 för åren 1995 och 1999 (SCB, 1995; SCB, 1999). Tabellen måste användas med stor försiktighet eftersom underlaget till de redovisade intervallkostnaderna är begränsat.

Tabell 7.2 Intervall för saneringskostnader efter utläckage av flytande farligt gods vid järnvägsolycka.

Åtgärd	Intervall (kr)	Kommentar
Sanering av markytan, C_m	150 000 – 1 200 000	Stilleståndskostnader till följd av saneringen tillkommer
Sanering av omättad zon, C_v	230 000 – 3 100 000	Stilleståndskostnader till följd av saneringen tillkommer
Sanering av mättad zon, C_h	190 000 – 3 100 000	
Sanering av strömmande ytvatten, C_q	110 000 – 1 800 000	
Sanering av sjö, C_s	110 000 – 1 800 000	

Kostnaden för sanering av markytan har schablonmässigt antagits utgöra omkring en fjärdedel av saneringskostnaden för omättad zon. Till Vägverkets (1998) kostnader för sanering av markyta och omättad zon har adderats kostnader för uppgrävning och återställande av banvallen. Kostnaderna för uppgrävning och återställande av banvall grundar sig på uppgifter från Ostkustbanan där banvallen vid Marma grävdes bort och åter byggdes upp. Konservativt har antagits att banvallen alltid drabbas vid ett utsläpp och måste saneras. Dessa kostnader ingår således i C_m och C_v i **Tabell 7.2** och medför att risken troligen överskattas något.

Observera att de kostnader som skall tas med i analysen endast är de som uppkommer på grund av att vattenresursen skall skyddas. Kostnader som orsakas av olyckan men som inte påverkas av att det finns en vattenresurs i närheten skall inte beaktas. Exempel på kostnader som inte tas med i analysen är kostnader för bärgning av urspårade vagnar, stilleståndskostnader på järnvägen orsakade av olyckan etc. En typ av stilleståndskostnader bör dock om möjligt tas med i analysen; stillestånds- och förseningskostnader på banan som orsakas av att banvallen eller den närmaste omgivningen måste saneras. Denna kostnad beskrivs närmare i avsnitt 7.2.2.

Var i intervallet kostnaden hamnar i det individuella fallet uppskattas med hjälp av ett poängsystem som sammanfattas i **Tabell 7.3**. De olika styrande faktorerna beskrivs i följande avsnitt.

Tabell 7.3 Poängsystem för uppskattning av saneringskostnader.

Styrande faktor	Markyta	Omättad zon	Mättad zon	Ytvatten
1. Geologiskt material	-	1-3 poäng	1-3 poäng	-
2. Föroreningens nedträngningsdjup	1-3 poäng	-	-	-
3. Typ av ämne	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng
4. Mängd utläckt vätska	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng
5. Markens struktur och behandling	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng	-
6. Framkomlighet	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng	1-3 poäng
<i>Summa poäng</i>	<i>5-15 poäng</i>	<i>5-15 poäng</i>	<i>5-15 poäng</i>	<i>3-9 poäng</i>

Orsaken till att ”mängd utläckt vätska” finns med som en styrande faktor i **Tabell 7.3**, trots att denna faktor beror av olycksförloppet, är att denna påtagligt kan påverka saneringskostnaderna vid en verklig olyckshändelse. Därför bör poängsättningen för ”mängd utläckt vätska” varieras i en känslighetsanalys.

Då poängberäkningen utförts kan poängsumman användas för att interpolera fram en kostnad inom intervallkostnaden i **Tabell 7.2**. Saneringskostnaden C beräknas med följande samband (Vägverket, 1998):

$$C = I_{\min} + \frac{I_{\max} - I_{\min}}{B_{\max} - B_{\min}} \cdot (B - B_{\min}) \quad (39)$$

där I_{min} = den lägsta intervallkostnaden
 I_{max} = den högsta intervallkostnaden
 B_{min} = den lägsta möjliga poängen
 B_{max} = den högsta möjliga poängen
 B = den erhållna poängen

En nackdel med den föreslagna metodiken är att de styrande faktorerna i **Tabell 7.3** alla har samma inverkan på saneringskostnaden. Detta skulle kunna åtgärdas genom att vikta de olika faktorerna inbördes. Det är emellertid svårt att motivera hur en sådan viktning skulle ske.

7.2.2 Kostnader för sanering av markytan, C_m

Kostnaderna för sanering av markytan uppkommer då en förorening läckt ut på markytan men inte hunnit eller kunnat infiltrera. Orsaken till att vätskan inte infiltrerat kan vara att vätskans viskositet är extremt hög, markytan är frusen, jordarten är tät eller att tätskikt har anlagts. Kostnaderna uppskattas med hjälp av poängberäkning, med eventuellt tillägg av stillestånds- och förseningskostnader till följd av saneringen. Styrande faktorer för poängberäkningen framgår av **Tabell 7.3** och beskrivs nedan.

Föroreningens nedträngningsdjup

I princip är föroreningens nedträngningsdjup mycket litet i en tät jord. Om tätskikt förekommer kan emellertid en relativt stor jordvolym ovanför tätskiktet förorenas vid ett utsläpp. Det är troligen inte acceptabelt att låta den förorenade jorden ligga kvar trots tätskiktet utan sanering måste genomföras.

Poängsättning: 1 poäng: Ingen nedträngning
2 poäng: Måttlig nedträngning (några centimeter till någon decimeter)
3 poäng: Stor nedträngning (flera decimeter till någon meter)

Typ av ämne

Vilken typ av ämne som läckt ut styr bl.a. hur långt föroreningen trängt ner i markytan samt kostnaderna för omhändertagande av förorening och förorenat material.

Poängsättning: 1 poäng: Högviskösa oljor
2 poäng: Ämnen med viskositet som fenol och diesel
3 poäng: Lågviskösa vätskor, t.ex. bensin och flygbränsle, alt. giftiga eller tunga ämnen som måste omhändertas på särskilt sätt.

Mängd utläckt vätska

Mängden vätska som läcker ut vid en olycka är helt beroende av olycksförloppet. Denna faktor bör varieras i en känslighetsanalys.

Poängsättning: 1 poäng: $< 1 \text{ m}^3$. Detta svarar mot ett mindre hål i tanken.
2 poäng: $1\text{--}20 \text{ m}^3$. Detta svarar mot upp emot halva tankens innehåll.
3 poäng: $> 20 \text{ m}^3$. Detta svarar mot större delen av tankens innehåll eller innehåll i flera vagnar.

Markens struktur och behandling

Denna faktor omfattar ojämnheter i markytan, diken, dräneringar m.m. som påverkar föroreningens spridningen ovan mark. Vidare kan installationer på eller strax under markytan försvåra sanering och återställningsarbeten.

Poängsättning: 1 poäng: Liten möjlighet för spridning av föroreningen, d.v.s. föroreningen samlas upp på ett kontrollerat sätt i t.ex. dike.

- 2 poäng: Inga åtgärder vidtagna.
3 poäng: Stor möjlighet för spridning av föroreningen via dränering etc.

Framkomligheten

Framkomligheten påverkar kostnaden för sanering genom svårigheter att nå olycksplatsen eller genom att saneringsarbetet försvåras.

- Poängsättning:
- 1 poäng: Väg i anslutning till olycksplatsen, flack topografi
2 poäng: Väg på måttligt avstånd från olycksplatsen, relativt framkomlig terräng.
3 poäng: Väg på stort avstånd från olycksplatsen, brant terräng, klippblock, tät skog

Poängsättningen för saneringskostnad av markytan kan variera inom intervallet 5-15 poäng.

Stillestånds- och förseningskostnader

Kostnader som uppkommer till följd av stillestånd på järnvägen på grund av saneringsarbetet skall i princip tas med i analysen. Det kan dock vara komplicerat och tidskrävande att ta fram erforderliga uppgifter och i dagsläget finns inga schablonvärden tillgängliga utan kostnaderna måste uppskattas platsspecifikt. Kostnaderna uppkommer dels vid direkt stillestånd på linjen och dels till följd av nedsatt hastighet den närmaste tiden efter banvallens återuppbyggnad.

Kostnaderna till följd av saneringen kan bestå av:

- Inkomstbortfall/merkostnader för Banverket
- Inkomstbortfall/merkostnader för trafik- och transportföretag som trafikerar linjen
- Kostnader hos tredje man på grund av stopp eller förseningar i trafiken

En bedömning måste göras vilka av kostnaderna som med rimlig arbetsinsats kan tas fram i det aktuella fallet.

7.2.3 Kostnader för sanering av omättad zon, C_v

Kostnaderna för sanering av omättad zon uppskattas genom poängberäkning, med eventuellt tillägg av stillestånds- och förseningskostnader till följd av saneringen enligt avsnittet ovan. Styrande faktorer för poängberäkningen framgår av **Tabell 7.3** och är i stort desamma som i avsnittet ovan, med följande tillägg:

Geologiskt material

Olika typer av mark leder till olika kostnader, bl.a. på grund av att tidsåtgången för saneringen varierar. Vägverket (1998) refererar till Golder Associates som delar in det geologiska materialet i fem olika typer; grus och sand, morän, lera, berg samt asfalterat område:

Poängsättning

- Grus och sand (3 poäng)
- Innehållet av finkornigt material är lågt.
 - Grundvattennivån är belägen på relativt stort djup.
 - Föroreningen transporteras snabbt genom den omättade zonen ner till grundvattnet.
 - Saneringskostnaden kan förväntas bli hög i både omättad och mättad zon.
- Morän (2 poäng)
- Det finkorniga innehållet är betydande.
 - Grundvattennivån är relativt marknära.
 - Föroreningen transporteras relativt långsamt genom den omättade zonen. Saneringskostnaden förväntas bli måttlig i både omättad och mättad zon.

- Lera
(1 poäng)
- Jordarten fungerar som ett tätande skikt.
 - Troligtvis förekommer inga föroreningar i grundvattnet i underliggande grundvattenmagasin.
 - Saneringskostnaden kan förväntas bli förhållandevis låg.
- Berg
(1-3 poäng)
- Föroreningen kan infiltrera ner i bergssprickor.
 - Transporten ner till grundvattnet har troligen ett mycket snabbt tidsförlopp.
 - Sanering är i allmänhet svårt i berg eftersom det inte finns möjlighet att schakta. Sanering måste därför normalt göras genom pumpning och omhändertagande av förorenat vatten. De begränsade möjligheterna för sanering kan medföra lägre kostnader än normalt, med också förhöjda kostnader beroende på att saneringen är komplicerad och svår att genomföra.
- Asfalterat område
(1 poäng)
- Inom stadsbebyggelse, men mindre aktuellt för järnvägar.
 - Föroreningen rinner ner i dagvattenssystemet.

Stillestånds- och förseningskostnader till följd av saneringen tillkommer på samma sätt som vid sanering av markytan.

7.2.4 Kostnader för sanering av mättad zon, C_h

Kostnaderna för sanering av mättad zon beräknas genom poängsättning enligt **Tabell 7.3**. De olika styrande faktorerna för poängsättningen har redovisats i avsnitten ovan.

I de fall stora mängder tunga ämnen (tyngre än vatten) transporteras på järnvägen kan det vara befogat att ta hänsyn till de speciella saneringsmetoder som i dessa fall måste tillgripas eftersom tunga ämnena sjunker ner till akviferens botten där de ansamlas. Sanering av en sådan förorenad akvifer kan bli mycket kostsam och kostnaden är helt platsberoende. Den föreslagna poängberäkningen tar inte hänsyn till detta. Därför bör saneringskostnaden för mättad zon uppskattas platsspecifikt för ämnen som är tyngre än vatten.

7.2.5 Kostnader för sanering av ytvatten, C_q och C_s

Kostnaderna för sanering av ytvatten (strömmande vattendrag samt sjöar) beräknas genom poängsättning enligt **Tabell 7.3**. Styrande faktorer för poängberäkningen är:

Typ av ämne

Vilken typ av ämne som läckt ut styr hur ämnet uppträder i vattnet; om det blandar sig eller ej, sjunker eller flyter på vattenytan etc. Ämnen som flyter och inte blandar sig med vattnet är lättare att omhänderta än ämnen som löser sig i vattnet eller sjunker till botten. Lätta ämnen som sprids snabbt på vattenytan, som t.ex. bensen, är svårare att samla upp. Ämnen som mer eller mindre fullständigt löser sig eller blandar sig med vatten är dock nästan omöjliga att omhänderta när de nått ett ytvatten, vilket gör att saneringskostnaden kan bli låg (däremot ökar sannolikheten att de skall nå vattentäkten).

- Poängsättning:
- 1 poäng: Vätskor som är lösliga eller blandbara med vatten.
 - 2 poäng: Vätskor med lägre densitet än vatten och som inte är blandbara med vatten (icke-vattenlösliga), t.ex. diesel
 - 3 poäng: Vätskor som snabbt sprider sig på vattenytan, t.ex. bensen, eller tunga vätskor som sjunker till botten.

Mängd utläckt vätska

Mängden vätska som läcker ut vid en olycka är helt beroende av olycksförloppet. Denna faktor bör varieras i en känslighetsanalys.

Poängsättning: 1 poäng: $< 1 \text{ m}^3$. Detta svara mot ett mindre hål i tanken.
2 poäng: $1\text{-}20 \text{ m}^3$. Detta svarar mot upp emot halva tankens innehåll.
3 poäng: $> 20 \text{ m}^3$. Detta svarar mot större delen av tankens innehåll eller innehållet i flera vagnar.

Framkomligheten

Framkomligheten vid själva ytvattendraget påverkar kostnaden, både vad gäller tidsförloppet och möjligheterna att genomföra effektiv sanering.

Poängsättning: 1 poäng: Väg i anslutning till olycksplatsen, flack topografi, ingen eller gles skog.
2 poäng: Väg på måttligt avstånd från olycksplatsen, relativt framkomlig terräng.
3 poäng: Väg på stort avstånd från olycksplatsen, brant terräng, klippblock, tät skog.

7.3 Ersättningskostnader, C_e

Ersättningskostnaderna är i första hand kostnader som uppkommer för omställning till annan vattenförsörjning. Dessa kostnader beskrivs översiktligt nedan. Metodiken för att uppskatta ersättningskostnaderna är i princip densamma som presenteras av Vägverket (1998) och för en noggrannare genomgång av dessa kostnader hänvisas dit.

Kostnader för omställning till annan vattenförsörjning uppkommer då föroreningen når fram till vattentäkten så att den blir obrukbar för kortare eller längre tid (se händelseträden i avsnitt 2.3). Kostnaderna är av olika typer:

- Kostnader för tillfällig vattenförsörjning, t.ex. omkoppling till reservvattentäkt eller tillfällig vattenförsörjning såsom tankbil eller flaskvatten. Kostnaderna omfattar dels installationskostnader och dels ökade driftkostnader.
- Produktionsbortfall inom industrin till följd av att vattentillgången minskar eller att kvaliteten försämras till följd omställningen.
- Arbetskostnad för privata konsumenter till följd av att de på egen hand måste ordna distribution av vatten.
- Kostnader för anläggning av ny vattentäkt i händelse av att den ursprungliga vattentäkten behöver ersättas och/eller ny reservvattentäkt behöver anläggas.

7.4 In-situvärden, C_i

Förutom kostnader som kan hänföras till vattenförsörjningen kan ett utsläpp orsaka skador i naturen som inte kan återställas genom saneringsinsatserna. Därigenom minskar vattnets in-situvärden. Dessa värden utgörs av ekologiska värden, optionsvärden, arvvärden, existensvärden m.m. För närmare beskrivning av dessa olika värden hänvisas till NRC (1997).

Det är önskvärt att även ta med in-situvärdena i analysen. Problemet är hur dessa skall värderas i ekonomiska termer. Man brukar skilja på indirekta och direkta värderingsmetoder. Vid indirekta värderingsmetoder utnyttjar man olika slags samband mellan vattnet och någon marknadsvara för att kunna göra en indirekt värdering. De direkta metoderna använder bl.a. betalningsviljestudier för att uppskatta in-situvärdena. Naturvårdsverket, SGU, Boverket och Livsmedelsverket har för närvarande ett regeringsuppdrag att utveckla underlag för värdering av grundvattenresurser där dessa frågor tas upp.

7.5 Diskontering av kostnader

Flera av de konsekvenskostnader som ingår i metodiken är kostnader som kommer att finnas under flera år, exempelvis vissa saneringskostnader (t.ex. kontrollprogram) och ersättningskostnader för vattenförsörjning. Sådana kostnader bör räknas om till nuvärde för att ge en rättvisande kostnadsbild. För att beräkna vad en framtida kostnad är värd idag används diskontering, som generellt kan utföras med följande formel (Vägverket, 1998):

$$\text{Nuvärde} = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+r)^t} C(t) \quad (40)$$

där T är tidshorisonten över vilken diskonteringen sker, r är diskonteringsräntan och C är kostnaden för år t .

Valet av tidshorisont och diskonteringsränta måste göras av användaren. Vägverket (1998) ger följande råd för val av räntesats: *"Vid val av räntesats brukar man i allmänhet säga att en hög räntesats skjuter mer av kostnader framåt i tiden, medan man med en låg räntesats tar större del av kostnaden nu. Det omvända gäller för intäkter. I företagsekonomiska kalkyler brukar man i allmänhet använda en marknadsanpassad räntesats. När man bedömer värden för naturmiljö bör en lägre räntesats användas för att inte förskjuta alltför mycket kostnader för förstörd natur på framtida generationer. Det kan vid miljökostnadsberäkningar vara relevant att överväga en diskonteringsränta på 0 % eller till och med negativ, beroende på vad man tror om framtiden. Vid långa tidshorisonter har räntesatsen en stor inverkan på nuvärdet och kan därmed påverka vilket alternativ som väljs i riskhanteringen av den aktuella situationen."*

8 Beräkning av risk

8.1 Beräkningsprincip

Hur *sannolikheter* och *konsekvenskostnader* skall bestämmas har redovisats i kapitel 4-7. I detta kapitel redogörs för hur dessa uppgifter används för att beräkna risken som en vattenresurs är utsatt för.

Risken beräknas som en förväntad årlig kostnad. För varje händelse i händelseträden (**Figur 2.2 – 2.4**) beräknas sannolikheten att händelsen skall inträffa och konsekvensen om den inträffar. Den förväntade kostnaden för varje händelse beräknas genom multiplikation av sannolikhet och konsekvens för just den händelsen. Risken, eller den förväntade kostnaden för vattenresursen, är lika med summan av de förväntade kostnaderna för alla händelser i händelseträdet. Beräkningarna kan utföras manuellt eller med hjälp av datorprogram, se kapitel 9.

De framräknade riskkostnaderna uppkommer varje år, vilket innebär att framtida kostnader bör räknas om till nuvärde. Detta redogörs för i avsnitt 10.2.

8.2 Grundvattentäkter – nivå 1

Med hjälp av händelseträdet i Figur 2.2 kan tecknas ett matematiskt uttryck för risken R för vattentäkten. Detta uttryck kan förenklas till följande:

$$R = P_o P_u (C_m + P_i (C_v - C_m + P_m P_v (C_h + P_s P_h (C_e + C_i)))) \quad (41)$$

Risken R utgörs av en förväntad årlig kostnad (riskkostnad).

8.3 Grundvattentäkter – nivå 2

För nivå 2 beräknas flera av sannolikheterna i **Figur 2.2** inte för hela godsflödet i huvudgrupp A utan för enskilda vätskor. Sannolikheterna kan därför indelas i ämnesberoende och ämnesoberoende sannolikheter. Ämnesberoende sannolikheter är P_u , P_m , P_v och P_h som för ämne j benämns $P_{u,j}$, $P_{m,j}$, $P_{v,j}$ och $P_{h,j}$. Övriga sannolikheter är oberoende av ämne.

Konsekvenskostnaderna är i metodiken till en del ämnesberoende. Saneringskostnaderna C_m , C_v och C_h beror delvis på vilket ämne som läckt ut medan ersättningskostnaderna C_e blir högre ju längre tid vattentäkten tagits ur drift, vilket innebär ett visst ämnesberoende. Insituvärdena C_i påverkas olika mycket beroende på vilken typ av förorening som skadat vattenresursen och är därmed ämnesberoende. De ämnesberoende kostnaderna betecknas $C_{m,j}$, $C_{v,j}$, $C_{h,j}$, $C_{e,j}$ och $C_{i,j}$. Ämnesberoendet är emellertid i många fall litet, såvida inte ämnen med speciella egenskaper läcker ut, t.ex. vätskor som är tyngre än vatten och som därför kräver särskilda insatser.

Den totala risken för vattentäkten beräknas genom att risken för varje ämne beräknas och därefter summeras för samtliga ämnen som ingår i analysen. Den totala risken R kan då uttryckas på följande sätt:

$$R = \sum_{j=1}^n (P_o P_{u,j} (C_{m,j} + P_i (C_{v,j} - C_{m,j} + P_{m,j} P_{v,j} (C_{h,j} + P_s P_{h,j} (C_{e,j} + C_{i,j})))))) \quad (42)$$

Risken R utgörs av en årlig förväntad kostnad (riskkostnad). I ekvationen betecknar j de olika farligtgodsämnena och n är antalet ämnen som behandlas i riskanalysen.

8.4 Ytvattentäkter

Principen för riskberäkningen för ytvattentäkter är densamma som för grundvattentäkter men händelseträden ser annorlunda ut. Ingen uppdelning i olika beräkningsnivåer görs för ytvattentäkter. För ytvattentäkter i strömmande vattendrag kan följande uttryck för risken härledas från **Figur 2.3**:

$$R = P_o P_u (C_m + P_{yq} (C_q + P_s (C_e + C_i))) \quad (43)$$

Motsvarande uttryck för ytvattentäkt i en sjö är (Figur 2.4):

$$R = P_o P_u (C_m + P_{ys} (C_s + P_w (C_e + C_i))) \quad (44)$$

9 Praktiska råd för beräkningarna

9.1 Förslag till arbetsgång

I den redovisade metodiken förekommer två olika komplexitetsnivåer, nivå 1 och nivå 2, vid beräkningarna. Syftet är att metodiken skall kunna användas både på en översiktlig nivå och för mer detaljerade analyser. Metodiken i nivå 1 kan användas för att snabbare bedöma ett antal objekt ur risksynpunkt. Nivå 2 är mer komplex och kan användas för mer detaljerade riskanalyser för enstaka objekt. Beräkningarna för nivå 1 är starkt förenklade och kräver färre indata än nivå 2. Även nivå 2 innebär emellertid kraftiga förenklingar av verkligheten, vilket man bör ha i åtanke när metodiken används. Det är upp till användaren att bedöma om ekvationerna för nivå 2 är relevanta för den aktuella vattentäkten. Detta kräver god hydrogeologisk och hydrologisk kunskap men även kunskap om föroreningsspredning och järnvägssystemet. Arbetsgång för att tillämpa metodiken framgår nedan. Det finns egentligen inget som hindrar att vissa ekvationer för nivå 1 används tillsammans med beräkningar enligt nivå 2 och omvänt. Detta bör dock motiveras och dokumenteras.

Beräkningarna enligt nivå 2 blir omfattande, särskilt om flera olika vätskor skall hanteras. I sådana fall är det närmast en förutsättning att ett kalkylprogram används för beräkningarna.

Följande arbetsgång föreslås för grundvattentäkter enligt nivå 1:

1. Dela in området som järnvägen passerar i delområden med utgångspunkt från de geologiska förhållandena. Den beskrivna riskanalysmetodiken kan bara hantera en typ av geologiska förhållanden åt gången.
2. Bestäm vilken tidpunkt som riskanalysen skall avse, vilket innebär att en prognos över framtida godsflöde kan behöva tas fram.
3. Ta fram uppgifter över godsflödet av enskilda ämnen som transporteras som farligt gods på bandelen. Endast uppgifter om RID-klasser är inte tillräckligt.
4. Beräkna flödet av farligt gods som transporteras som vätskor (huvudgrupp A i **Figur 3.1**). Kondenserade gaser och fasta ämnen sorteras bort. Huvudgrupp A behandlas som en enhetlig vätska i riskanalysen.
5. Bestäm lämpliga kravgränser för föroreningsens transporttider (T_{kv} och T_{kh}).
6. Bedöm vilka hydrogeologiska typmiljöer som överensstämmer med förhållandena på platsen.
7. Beräkna sannolikheterna P_o , P_u , P_i , P_m , P_v , P_s och P_h enligt **Figur 2.2** med hjälp av den beskrivna metodiken. Schablonvärden från de hydrogeologiska typmiljöerna kan användas i beräkningarna men platsspecifika värden är att föredra. Monte Carlo simulering används för flera av sannolikhetsberäkningarna.
8. Beräkna och uppskatta kostnaderna för de olika konsekvenserna i **Figur 2.2** och nuvärdesberäkna dessa.
9. Beräkna risken (förväntad årlig kostnad) för vattentäkten enligt metodiken ovan. Utför känslighetsanalys genom att variera konsekvenskostnaderna och andra osäkra faktorer.
10. Om flera delområden ingår i analysen så upprepa punkterna 6–9 för respektive delområde. Den totala risken för vattentäkten beräknas som summan av riskerna för varje delområde.

Följande arbetsgång föreslås för grundvattentäkter enligt nivå 2:

1. Dela in området som järnvägen passerar i delområden med utgångspunkt från de geologiska förhållandena. Den beskrivna riskanalysmetodiken kan bara hantera en typ av geologiska förhållanden åt gången.
2. Bestäm vilken tidpunkt som riskanalysen skall avse, vilket innebär att en prognos över framtida godsflöde kan behöva tas fram.

3. Ta fram uppgifter över godsflödet av enskilda ämnen som transporteras som farligt gods på bandelen. Endast uppgifter om RID-klasser är inte tillräckligt.
4. Beräkna flödet av farligt gods som transporteras som vätskor (huvudgrupp A i [Figur 3.1](#)). Kondenserade gaser och fasta ämnen sorteras bort (i normalfallet).
5. Välj ut de ämnen som vardera motsvarar minst 10 % av godsflödet i huvudgrupp A. Det är på dessa ämnen riskanalysen baseras. Beräkna godsflödet av varje enskilt ämne. Justera upp dessa värden så att summan av godsflödet för de utvalda ämnena motsvarar totalflödet i huvudgrupp A.
6. Dela in de utvalda ämnena i två klasser:
 - Vattenlösliga ämnen (lösligheten > 5 %)
 - Icke-vattenlösliga ämnen (lösligheten < 5 %)
7. Bestäm lämpliga kravgränser för föroreningens transporttider (T_{kv} och T_{kh}), eller för vattenkvalitet i tillämpliga fall.
8. Ta fram platsspecifika värden för de hydrogeologiska variablerna.
9. Beräkna sannolikheterna P_o , $P_{u,j}$, P_i , $P_{m,j}$, $P_{v,j}$, P_s och $P_{h,j}$ enligt [Figur 2.2](#) med hjälp av den beskrivna metodiken. Flera av sannolikhetsberäkningarna måste utföras en gång för varje utvalt ämne j . Monte Carlo simulering används för flera av sannolikhetsberäkningarna.
10. Beräkna och uppskatta kostnaderna för de olika konsekvenserna i [Figur 2.2](#). Kostnaderna $C_{m,j}$, $C_{v,j}$, $C_{h,j}$, $C_{e,j}$ och $C_{i,j}$, beräknas ämnesspecifikt för varje ämne j om så är möjligt, samt räknas om till nuvärde.
11. Beräkna risken (förväntad årlig kostnad) för vattentäkten enligt metodiken ovan. Utför känslighetsanalys genom att variera konsekvenskostnaderna och andra osäkra faktorer.
12. Om flera delområden ingår i analysen skall punkterna 8–11 upprepas för varje delområde. Den totala risken för vattentäkten beräknas som summan av riskerna för varje delområde.

Vid redovisning av beräkningar enligt nivå 1 eller nivå 2 bör samtliga sannolikheter och konsekvenskostnader för respektive gren i händelseträdet ([Figur 2.2](#)) redovisas. Detta kan utföras manuellt eller med hjälp av datorprogram som hanterar händelseträd.

Följande arbetsgång föreslås för ytvattentäkter:

1. Bestäm vilken tidpunkt som riskanalysen skall avse, vilket innebär att en prognos över framtida godsflöde kan behöva tas fram.
2. Ta fram uppgifter över godsflödet av enskilda ämnen som transporteras som farligt gods på bandelen. Endast uppgifter om RID-klasser är inte tillräckligt.
3. Beräkna flödet av farligt gods som transporteras som vätskor (huvudgrupp A i [Figur 3.1](#)). Kondenserade gaser och fasta ämnen sorteras bort. Huvudgrupp A behandlas som en enhetlig vätska i riskanalysen.
4. Ta fram uppgifter om flödet i vattendrag (ytvattentäkt i strömmande vattendrag) och vinduppgifter (ytvattentäkt i sjö).
5. Bestäm lämpliga kravgränser för föroreningens transporttid.
6. Beräkna sannolikheterna enligt händelseträden i [Figur 2.3](#) (strömmande vattendrag) respektive [Figur 2.4](#) (sjö) med hjälp av den beskrivna metodiken.
7. Beräkna och uppskatta kostnaderna för de olika konsekvenserna enligt händelseträden och nuvärdesberäkna dessa.
8. Beräkna risken (förväntad årlig kostnad) för vattentäkten enligt metodiken ovan. Utför känslighetsanalys genom att variera konsekvenskostnaderna och andra osäkra faktorer.

9.2 Beräkning i kalkylprogram

Med fördel används ett kalkylprogram för att lägga upp beräkningarna eftersom de blir relativt omfattande. Kalkylprogrammet bör ha möjligheter utföra Monte Carlo simulering. Exempelvis kan Microsoft Excel med tilläggsprogram Crystal Ball eller @Risk användas.

Observera att om ekvation (27) används i kalkylprogrammet Excel så fungerar inte alltid funktionen $\text{erfc}()$ korrekt. Funktionen $\text{erf}()$ beräknas dock på ett korrekt sätt. Därför kan följande samband utnyttjas:

$$\text{erfc}(\beta) = 1 - \text{erf}(\beta) \quad (45)$$

9.3 Hantering av osäkerheter

9.3.1 Stokastiska variabler

Det är upp till de personer som utför riskanalysen att avgöra vilka variabler i ekvationerna som skall utgöras av stokastiska variabler och vilka som kan sättas fasta värden. De variabler som är mest osäkra bör alltid anges som stokastiska variabler, exempelvis hydraulisk konduktivitet. Som hjälp vid valet av stokastiska variabler kan **Tabell 9.1** användas. Synpunkterna i avsnittet om stokastisk simulering nedan bör också beaktas.

Tabell 9.1 Förslag på ingångsvariabler som bör behandlas som stokastiska vid beräkningarna. I variabelbeteckningarna har index j (för att illustrera variabelns ämnesberoende) utelämnats.

Variabel	Beskrivning	Kommentar
α_h	Longitudinell dispersivitet	Bör uttryckas som funktion av L_h
α_v	Transversell dispersivitet	Bör uttryckas som funktion av α_h
A_u	Vätskepölens area på markytan	Val av sannolikhetsfördelning bör baseras på simuleringsresultat med ekvation (9) eller (10)
A_w	Horisontell area på den förorenade grundvattenvolymen	Minimivärde är några kvadratmeter
C_0	Koncentration i grundvattnet vid olycksplatsen	Maxvärde är ämnets löslighet i vatten
D_v	Avstånd från markytan till grundvattenytan	
F	Fältkapacitet	Används normalt inte i metodiken
H_u	Mättade zonens mäktighet vid olycksplatsen	
i	Hydraulisk gradient	Vid beräkningar i mättade zonen
k_r	Relativ permeabilitet	Användning kräver att hänsyn tas till korrelation med andra variabler
K_d	Fördelningskoefficient mellan fast fas och vätska	
K_m	Hydraulisk konduktivitet för ytligt markskikt	
K_h	Hydraulisk konduktivitet i horisontell riktning	
K_v	Hydraulisk konduktivitet i vertikal riktning	
L_h	Avstånd från olycksplats till vattentäkt	
n	Total porositet	
n_e	Effektiv porositet	
q_u	Vätskeflödet från skadad tankvagn	
R_c	Retentionskapacitet	
S	Mättnadsgrad i porsystemet för utläckt vätska	Användning kräver att hänsyn tas till korrelation med andra variabler
V_u	Volym utläckt vätska	

9.3.2 Stokastisk simulering (Monte Carlo)

Princip

Monte Carlo simulering är en stokastisk simuleringsmetod för att genomföra beräkningar med hjälp av osäkra variabler på ett sådant sätt att beräkningsresultatet speglar dessa osäkerheter. En eller flera variabler som skall ingå i beräkningen hanteras som stokastiska variabler och tilldelas sannolikhetsfördelningar. Vid Monte Carlo simuleringen genomförs ett stort antal deterministiska beräkningar (simuleringssteg) där variabelernas värden plockas från de sannolikhetsfördelningar som angivits. Resultatet från simuleringen blir ett histogram eller en sannolikhetsfördelning som speglar det sammanlagda resultatet från samtliga simuleringssteg. Ur den beräknade sannolikhetsfördelningen är det möjligt att avläsa sannolikheter för olika beräkningsresultat.

Korrelation mellan variabler

I den redovisade metoden är de flesta variabler som ingår i ekvationerna inte korrelerade med varandra. Mellan vissa av variabelerna kan emellertid en viss korrelation råda. Om två korrelerade stokastiska variabler skall hanteras vid Monte Carlo simulering är det nödvändigt att ta hänsyn till korrelationen vid simuleringen, i varje fall om korrelationen är kraftig. I annat fall kan resultatet av simuleringen bli felaktigt.

Korrelationen mellan två variabler kan anges genom en korrelationskoefficient med ett värde mellan -1 (fullständig negativ korrelation) och $+1$ (fullständig positiv korrelation). Det har emellertid visat sig vara svårt att kvantifiera korrelationen mellan variabler med hjälp av expertkunskap (Morgan & Henrion, 1990). I praktiken rekommenderas i stället att man om möjligt undviker detta problem genom att explicit modellera orsaken till korrelationen (Morgan & Henrion, 1990), förslagsvis genom att kvantifiera sambandet mellan variabelerna med ett matematiskt uttryck. Detta gäller t.ex. de korrelerade variabelerna α_h och L_h i ekvation (27) och (31) där problemet kan undvikas genom att anta att sambandet $\alpha_h = 0,1 \cdot L_h$ gäller (Tabell 9.2).

Erfarenheter har visat att små korrelationer ofta inte påverkar resultatet nämnvärt om korrelationskoefficientens absolutbelopp är mindre än 0,5 (Taylor, 1993). Detta beror dock till viss del på hur beräkningsmodellen är uppbyggd.

Tabell 9.2 Exempel på korrelerade stokastiska variabler som används i metodiken samt förslag till hantering av korrelationen.

Korrelerade variabler	Grad av korrelation	Förslag till hantering
A_u korrelerad med K_m , V_u och q_u	kraftig	matematiskt samband finns
K_h och K_v korrelerade med n_e	svag	kan försummas
K_m , K_v och K_h korrelerade med varandra	måttlig - kraftig	används normal inte tillsammans i metodiken
R_e korrelerad med n_e	måttlig	används normal inte tillsammans i metodiken
R_e korrelerad med F	kraftig	används normal inte tillsammans i metodiken
$c_{f,j}$ korrelerad med v_j	kraftig	matematiskt samband finns
$k_{r,j}$ korrelerad med S_j	kraftig	problemet undviks genom att sätta $k_{r,j}=1$
α_h korrelerad med L_h	kraftig	matematiskt samband finns
α_v korrelerad med α_h	kraftig	matematiskt samband finns
$R_{f,j}$ korrelerad med n och n_e	svag	kan försummas
n_e korrelerad med n	måttlig	används normal inte tillsammans i metodiken

Då metodiken i denna rapport tillämpas är det i normala fall inte nödvändigt att specificera korrelationen mellan variabler med en korrelationskoefficient. De korrelationer som finns kan vanligen försummas eller uttryckas genom matematiska samband (Tabell 9.2). Ett undantag kan t.ex. vara om ekvation (19) används och både mättnadsgrad S_j och relativ permeabilitet $k_{r,j}$ anges som stokastiska variabler. Eftersom dessa är kraftigt korrelerade måste man ta hänsyn till detta vid simuleringarna. I detta och liknande fall hänvisas till Morgan & Henrion (1990) och Vose (1996) som ger flera praktiska råd hur problem med korrelerade variabler skall hanteras.

Antal beräkningar (simuleringssteg) i en simulering

Antalet simuleringssteg (eng. runs) som bör utföras i en Monte Carlo simulering beror på hur stor sannolikhet som skall kunna bestämmas utifrån simuleringsresultatet, d.v.s. noggrannheten på den beräknade sannolikhetsfördelningen. Noggrannheten för den beräknade fördelningen ökar med antalet simuleringssteg. Det nödvändiga antalet simuleringssteg är dock relativt oberoende av antalet stokastiska ingångsvariabler för en viss osäkerhetsnivå på den beräknade fördelningen (Morgan & Henrion, 1990). En enkel tumregel säger att om sannolikheten P skall bestämmas så behöver antalet simuleringssteg (N) uppgå till (Alén, 1998):

$$N = \frac{100}{P} \quad (46)$$

Enligt denna tumregel kräver bestämning av en sannolikhet på 1 % minst 10 000 simuleringssteg för att vara tillräckligt noggrann. För noggrannare uppskattning av antalet nödvändiga simuleringssteg redovisar Morgan & Henrion (1990) en metod som bygger på att ett visst konfidensintervall uppnås för en vald percentil av den beräknade sannolikhetsfördelningen (ett räkneexempel redovisas även).

9.3.3 Punktskattningsmetoden

En annan metod som kan användas som alternativ till Monte Carlo simulering är punktskattningsmetoden. Denna metod har beskrivits av Harr (1987), Sällfors (1990) och Alén (1998). Metoden kräver att två värden anges för varje variabel som ingår i ekvationen; det högsta respektive lägsta värdet. Metoden tar ingen hänsyn till vilken typ av sannolikhetsfördelning som indata har. Resultatet av beräkningen blir ett medelvärde och en standardavvikelse för den beräknade variabeln. Metoden ger dock ingen information om typen eller utseendet på fördelningsfunktionen för den beräknade variabeln. Antalet beräkningar (N) som krävs är betydligt färre än vid Monte Carlo simulering (Alén, 1998):

$$N = 2^m \quad (47)$$

där m är antalet osäkra variabler. Med fyra osäkra variabler krävs således att 16 stycken beräkningar genomförs.

Metodiken som beskrivs i denna rapport är i första hand utformad för att Monte Carlo simulering skall användas eftersom osäkerheterna i indata då hanteras på ett tydligare sätt.

9.4 Metodikens begränsningar

Nedan listas ett urval av de viktigaste begränsningarna i den föreslagna metodiken.

- Det är viktigt att vara medveten om att metodiken som presenteras i rapporten inte är något expertsystem. God kunskap om hydrogeologiska och hydrologiska problem, föroreningsspridning samt kunskap om järnvägssystemen, krävs för att tillämpa metodiken på ett tillförlitligt sätt.
- Värden på stokastiska variabler som presenteras i tabellform är angivna som exempel och får inte ses som "sanna" fördelningar som alltid bör användas. Flera av variablerna är osäkra och det är upp till den som utför riskanalysen att avgöra vilka fördelningstyper och parametervärden som är lämpliga att använda i det aktuella fallet. I första hand bör plats-specifika värden användas där det är möjligt istället för schablonvärden.
- Metodiken hanterar osäkerheter i olika typer av variabler. Däremot hanteras inte modell-osäkerheter, d.v.s. osäkerheter som är inbyggda i de olika transportmodellerna.
- Metodiken innebär att riskerna kvantifieras men lämpar sig ändå bäst för att jämförelse mellan olika vattentäkter eller olika typer av skyddsåtgärder. De riskkostnader som beräknas måste hanteras med försiktighet eftersom många variabler är osäkra, särskilt konsekvenskostnaderna. Det är dock möjligt att använda metodiken i ett sammanhang där mer absoluta riskkostnader beaktas, förutsatt att användaren är medveten om osäkerheterna och redovisar dessa tydligt.
- Stora sannolikheter i kombination med små konsekvenser kan ge samma beräknad risk som små sannolikheter i kombination med stora konsekvenser. I praktiken kan detta inte alltid accepteras.
- Det är viktigt att beakta tidsaspekten: riskanalysen genomförs idag men förhållandena kan förändras med tiden. Detta kan dock till en del hanteras genom att man prognosticerar riskkostnader för kommande år.

10 Riskvärdering

10.1 Riskreducerande åtgärder

10.1.1 Allmänt

Metodikerna som föreslagits ger ett mått på risken för en vattentäkt uttryckt i monetära termer. För att reducera risken, eller riskkostnaden, kan flera typer av åtgärder vidtas, antingen åtgärder som reducerar en eller flera sannolikheter eller konsekvenskostnader. Principiellt kan åtgärderna för skydd av vattenresurserna indelas i fyra typer:

1. Olycksförebyggande åtgärder
2. Utsläppsförebyggande åtgärder
3. Skyddsåtgärder i terrängen
4. Insatsplaner

Olycksförebyggande åtgärder medför att sannolikheten för en olycka på något sätt reduceras. Om en olycka där farligt gods är inblandat ändå inträffar kan utsläppsförebyggande åtgärder reducera sannolikheten att vätska läcker ut och sprids till omgivningen. Skyddsåtgärder i terrängen kan utföras för att minska konsekvenserna av ett utsläpp, d.v.s. sannolikheten för att den utläckta föroreningen ska nå vattentäkten. Andra skyddsåtgärder kan vara konstruktioner för att underlätta och påskynda saneringen i händelse av ett utsläpp. Insatsplaner av någon typ får anses vara en minimiåtgärd. Genom att i förhand planera vilka åtgärder som skall vidtas om ett utsläpp sker, kan saneringen påskyndas.

Av ovanstående framgår att skyddsåtgärderna kan vara av vitt skilda typer, bl.a. järnvägstekniska, geotekniska och planeringsmässiga. I de fall skyddsåtgärderna ställer särskilda krav på tankvagnarna innebär detta att speciella vagnar måste användas på den aktuella bansträckan, alternativt att hela vagnparken förändras.

10.1.2 Olycksförebyggande åtgärder

En mängd olika mer eller mindre kostsamma åtgärder kan vidtas för att förebygga olyckor med farligt gods. Dessa åtgärder kan indelas i åtgärder som minskar risken för urspårningsolyckor respektive sammanstötningsolyckor (kollision) inklusive plankorsningsolyckor. Några förslag till åtgärder är:

- Reducering av sannolikheten (P_o) att en urspårningsolycka med farligt gods inträffar vid vattentäkten:
 - Ny (kortare) bansträckning genom skyddsområdet
 - Alternativa transportvägar för farligt gods
 - Förbättrad spårstandard
 - Installation av skyddsräler
 - Reducering av antal växlar inom skyddsområdet
 - Varmgångsdetektorer på järnvägsbanan vid skyddsområdet
 - Varningssystem på vagnarna vid fel som kan medföra urspårning
 - Förbättrat underhåll/kontroll av godsvagnar, spår och växlar inom skyddsområden
- Reducering av sannolikheten (P_o) att en kollisionsolycka med farligt gods inträffar:
 - Reducering av antal plankorsningar
 - Reducering av mängden tung trafik på korsande väg (plankorsning)

- Införande av bommar eller ljud- och ljussignaler vid plankorsningar
- Införande av ATC där så ej skett
- Utbildning av personal, speciellt beträffande underhållsarbeten eller då ATC-systemet är ur funktion

10.1.3 Utsläppsförebyggande åtgärder

De utsläppsförebyggande åtgärderna syftar till att reducera sannolikheten (P_u) att en olycka medför utläckage av farligt gods. Exempel på sådana åtgärder är:

- Borttagande av hinder i banvallens omgivning
- Förändrad vagnsammansättning i tågen
- Utbyte av tunnväggiga tankar mot tjockväggiga
- Förbättrad konstruktion av tankarnas svaga punkter
- Reducerad hastighet genom skyddsområdet

10.1.4 Skyddsåtgärder i terrängen

För att förhindra eller fördröja utläckande farligt gods att nå yt- eller grundvatten kan skyddsåtgärder runt banvallen utföras, bl.a. genom:

- Tätskikt under och omkring banvallen
- Fördröjande jordlager under och omkring banvallen med lägre permeabilitet än den naturliga jorden
- System för avledning och uppsamling av föroreningar och dagvatten

10.1.5 Insatsplaner

För att minska sannolikheten att en vattenresurs slås ut vid en olycka bör insatserna planeras i förväg, lämpligen i en insatsplan med anvisningar för räddningstjänsten. I händelse av olycka är räddningstjänsten då informerad om speciella åtgärder som kan behöva vidtas. Vidare bör vissa åtgärder planeras som kan påskynda saneringsinsatsen vid en olycka.

10.1.6 Riskreducerande åtgärder i beräkningsmetodiken

Hur en riskreducerande åtgärd skall hanteras i riskanalysmetodiken beror helt och hållet på vilken typ av skyddsåtgärd det gäller. Någon generell metodik är svår att ange eftersom olika åtgärder påverkar riskberäkningen på olika sätt. I detta avsnitt redovisas några exempel på hur riskreducerande åtgärder kan hanteras i den föreslagna riskanalysmetodiken.

I **Tabell 10.1** ges några exempel på riskreducerande åtgärder som påverkar sannolikhetsberäkningarna. Det är möjligt att ta hänsyn till flera andra åtgärder än de redovisade och det kan även finnas åtgärder som påverkar konsekvenskostnaderna.

Notera att en åtgärd som att anlägga tätskikt inte reducerar sannolikheten P_i till noll. Bidragande orsaker är bl.a. tätskiktets utbredning i längd och bredd samt att tätskiktet kan skadas vid en olycka. Sannolikheten för detta är inte alltid försumbar eftersom bl.a. kontaktledningsstolpar, som risker att träffas av urspårade vagnar, kan riva hål i tätskiktet. Det finns även en viss sannolikhet att installationen av ett tätskikt av olika anledningar misslyckas så att skiktet inte blir tätt.

Tabell 10.1 Exempel på riskreducerande åtgärder och hur dessa kan behandlas i den föreslagna riskanalysmetodiken.

Riskreducerande åtgärd	Påverkar sannolikhet	Kommentarer
<i>Olycksförebyggande åtgärder:</i>		
- Reducering av antalet växlar inom skyddsområdet	P_o	Antal växlar (N_{vxl}) kan minskas i beräkningarna
- Varmgångsdetektorer vid skyddsområdet	P_o	Intensitetsfaktorerna för ”fordonsfel godståg” kan reduceras
- Borttagning av plankorsningar	P_o	Antal plankorsningar sätts till noll i beräkningarna
- Reducering av mängden tung trafik vid plankorsning	P_o	Intensitetsfaktorerna för ”plankorsningsolyckor” kan reduceras.
<i>Utsläppsförebyggande åtgärder:</i>		
- Utbyte av tunnväggiga tankvagnar mot tjockväggiga	P_u	Sannolikheten för hål i en tankvagn minskar till 0,01 eller mindre
- Reducerad hastighet genom området	P_u	Sannolikheten för hål i en tankvagn minskar något
<i>Skyddsåtgärder i terrängen:</i>		
- Tätskikt under och omkring banvallen	P_i	Sannolikheten $P_{tätiskt}$ i ekvation (11) blir större vilket gör att P_i minskar.
- Fördröjande jordlager under och omkring banvallen	P_m, P_v	Större hydraulisk konduktivitet i det övre jordlagret ger större spillyta, vilket minskar sannolikheten P_m . Tiden T_v ökar vilket gör att P_v minskar.
<i>Insatsplaner:</i>		
- Insatsåtgärder planeras i förväg	P_v	Kravgränsen T_{kv} kan sänkas, vilket gör att P_v minskar (gäller om jordmaterialet är förhållandevis tätt).

10.2 Beslutsanalys (kostnads-nyttoanalys)

10.2.1 Målfunktion

För att kunna fatta ett väl underbyggt beslut om eventuella skyddsåtgärder bör någon typ av beslutsanalys genomföras. Den föreslagna riskanalysmetodiken är ett hjälpmedel vid en sådan beslutsanalys. Metodiken kan användas för att studera hur mycket en, eller flera, skyddsåtgärder påverkar riskkostnaden för vattentäkten. På detta sätt blir det möjligt att värdera olika typer av åtgärder mot varandra. Genom att även väga in kostnaderna för skyddsåtgärder kan det mest fördelaktiga alternativet identifieras.

Enligt det ramverk för beslutsanalys som Freeze et al. (1990) presenterat är en investering i en skyddsåtgärd lönsam om reduktionen i riskkostnad överstiger investeringskostnaden. Sambandet kan beskrivas med målfunktionen Φ_i för åtgärdsalternativ i (Vägverket, 1998):

$$\Phi_i = \sum_{t=0}^{T_k} \frac{1}{(1+r)^t} K_i(t) + \sum_{t=0}^{T_r} \frac{1}{(1+r)^t} R_i(t) \quad (48)$$

där K_i är investeringskostnaderna för åtgärdsalternativ i under år t , R_i är riskkostnaden för åtgärdsalternativ i under år t , T_k är tidshorisonten över vilken investeringskostnaderna för åtgärden skall diskonteras, T_r är tidshorisonten över vilken riskkostnaderna skall diskonteras och r är diskonteringsräntan.

För att det samhällsekonomiskt mest lönsamma alternativet skall kunna väljas i verkligheten krävs emellertid att den risknivå som då erhålls kan accepteras av samhället. Detta illustreras i Figur 10.1 där den acceptabla risknivån är lägre än den ur samhällsekonomisk synpunkt optimala risken. I detta fall är det andra faktorer än rent riskanalytiska som kommer att styra valet av skyddsåtgärd, t.ex. politiska eller juridiska faktorer.

Ett problem i sammanhanget är att det är svårt att sätta ett pris på den indirekta miljökostnad i form av in-situvärden som ett utsläpp av farligt gods kan medföra. Huruvida denna kostnad tas med eller ej påverkar riskkostnaden. Metoder för att uppskatta värdet på naturmiljön finns men de är kontroversiella och resultaten kan ibland vara tveksamma. En modell för beslutsanalys gör det emellertid möjligt att "baklänges" räkna ut vilket värde som måste sättas på in-situvärdena för att en viss skyddsåtgärd skall vara samhällsekonomisk lönsam ur risksynpunkt. Detta kan göras relativt enkelt i de fall skyddsåtgärden i stort sett eliminerar risken för vattenresursen som t.ex. då tätskikt anläggs. Efter beräkningen måste en rimlighetsbedömning göras: om kostnaden för in-situvärdena blir orimligt hög är det troligt att den föreslagna skyddsåtgärden är olönsam ur risksynpunkt.

Referenser

Skriftliga referenser

- Alén, C., 1998: On probability in geotechnics, Random calculation models exemplified on slope stability analysis and ground-superstructure interaction, Volume 1. Department of Geotechnical Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- API (American Petroleum Institut), 1994: Transport and Fate of Non-BTEX Petroleum Chemicals In Soils and Groundwater. API Publication Number 4593. Washington D.C.
- Baca, E., 1999: On the Misuse of the Simplest Transport Model. Technical Commentary. Ground Water, Vol. 37, No. 4. 483.
- Back, P.E., Sundberg, J., Carling, M., Helgesson, H. och Rosén, B., 1999: Slutrapport, Status för Banverkets miljögeotekniska verksamhet. Banverket Bansystem och Statens geotekniska institut.
- Back, P.E., 2001: Riskklassificering av områden där järnvägstrafik berör vattentäkter – Metodik på översiktlig nivå. Statens geotekniska institut, Dnr 3-9903-219.
- Bedient, P.B., Rifai, H.S. & Newell, C.J., 1994: Ground Water Contamination, Transport and Remediation. Prentice Hall, Eaglewood Cliffs. 542 s.
- Bethke, C.M. & Brady, P.V. 2000: How the K_d Approach Undermines Ground Water Cleanup. Ground Water, Vol. 38, No. 3. 435-443.
- Bossert, I. & Bartha, R., 1984: The fate of petroleum in soil ecosystems. Petroleum microbiology. R.M. Atlas, Editor. Macmillan, New York. 692 p.
- Brady, P.V. & Bethke, C.M., 2000: Beyond the K_d Approach. Editorial. Ground Water, Vol. 38, No. 3. 321-322.
- Carlstedt, A. & Åsman, M., 1997: Identifiering och konsekvensklassificering av konflikt-punkter mellan järnvägar och allmänna vattenförsörjningsintressen. SGU, Dnr 08-316/97. Rapport till Banverket.
- Charbeneau, R.J., 2000: Groundwater Hydraulics and Pollutant Transport. Prentice Hall. 593 s.
- CONCAWE, 1981: Revised inland oil spill clean-up manual. Report no. 7/81. Den Haag, Bryssel. 152 s.
- de Marsily, G., 1986: Quantitative Hydrogeology, Groundwater Hydrology for Engineers. Academic Press. 440 s.
- Domenico, P.A. & Schwartz, F.W., 1990: Physical and chemical hydrogeology. John Wiley & Sons. 824 s.

- Engström, P. & Gustavsson, K., 1988: Rörligheten hos förorenande vätskor, särskilt petroleumprodukter, i mark- och grundvatten: En kunskapsöversikt. Självständigt arbete i hydrogeologi, 135, Kvartärgeologiska Avdelningen, Uppsala Universitet. 102 s.
- Espeby, B. & Gustafsson, J.P., 1997: Vatten- och ämnestransport i den omättade zonen: en kunskapsöversikt. Kungliga Tekniska Högskolan, TRITA-AMI, Report 3038. 73 s.
- Fetter, C.W., 1993: Contaminant hydrogeology. Prentice Hall. 458 s.
- Fredén, S., 1994: Om sannolikhet för järnvägsolyckor med farligt gods. Väg- och transportforskningsinstitutet, Linköping. VTI rapport 387:2. 26 s.
- Fredén, S., 2001: Modell för skattning av sannolikheten för järnvägsolyckor som drabbar omgivningen. Banverket. Version 01-09-01. 31 s.
- Freeze, R.A., Massman, J., Smith, J.L., Sperling, T., and James, B.R., 1990: Hydrogeological Decision Analysis, 1. A Framework. Groundwater, Vol. 28, No 5. 738-765.
- Gelhar, L.W., 1986: Stochastic Subsurface Hydrology From Theory to Applications. Water Resources Research, Vol. 22, No. 9. 135S-145S.
- Grip, H. & Rodhe, A., 1988: Vattnets väg från regn till bäck. 2:a upplagan. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala. 156 s.
- Handboken Bygg, 1984: Geoteknik. LiberFörlag. 603 s.
- Handbook of Chemistry and Physics, 1999. David R. Lide, Ed. 80 th edition 1999-2000. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Harr, M.E., 1987: Reliability-based design i civil engineering. Dover Publications Inc., New York. 290 s.
- Helmersson, L., 1994: Konsekvensanalys av olika olycksscenarier vid transport av farligt gods på väg och järnväg. Väg och transportforskningsinstitutet, VTI rapport nr 387:4.
- Hemond, H.F. & Fechner-Levy, E.J., 2000: Chemical Fate and Transport in the Environment. Second edition. Academic Press, San Diego. 433 s.
- Hägg, G., 1979: Allmän och oorganisk kemi. AWE/GEBERS. 772 s.
- Järnvägsinspektionen, 1997: Ursparning Kävlinge – Furulund, 1996-04-22. Undersökningsrapport 1997:2.
- Knutsson, G. & Morfeldt, C.O., 1993: Grundvatten: teori och tillämpning. Svensk Byggtjänst. 304 s.
- Ledskog, L. & Lundgren, T., 1989: Olje- och kemikalieutsläpp i jord. Statens Räddningsverk & Statens geotekniska institut. SGI Information 9. 39 s.

- Liedholm, M., 1997: Skydd av ytvattentäkter: Överväganden och metodik för avgränsningar av skyddsområden. Livsmedelsverket, Uppsala. Rapport 5/97. 57 s.
- Livsmedelsverket, 1997: Riskhandbok för dricksvattenförsörjning. Livsmedelsverket, Uppsala. 197 s.
- Morgan, M.G. & Henrion, M., 1990: Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press. 332 s.
- Mull, 1971: The migration of oil-products in the subsoil with regard to ground-water-pollution by oil. Från Jenkins, 1971. HA-7(a)1-8.
- Naturvårdsverket, 1990: Grundvattentäkter, Skyddsområden – skyddsföreskrifter. Naturvårdsverket, Allmänna Råd 90:15. 110 s.
- Naturvårdsverket, 1996: Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4639. 62 s.
- Naturvårdsverket, 2000: Använd miljöbalken och skydda vattentäkterna. Pressmeddelande 001218. www.environ.se/dokument/press/2000/december/p001218.htm
- NRC (National Research Council), 1997: Valuing ground water. Economic concepts and approaches. National Academic Press, Washington, 189 s.
- Olsson, L., 2000: Att bestämma subjektiva sannolikheter. Statens geotekniska institut, Linköping. SGI Varia 488. 47 s.
- Ryttar, P.A., 1999: Utsläpp av HNO₃ på bangården i Borlänge, Sanering av mark och grundvatten. Grundvattenteknik, 2168 (rapport till Banverket).
- Räddningsverket, 1989: Att skydda och rädda liv, egendom och miljö. Handbok i kommunal riskanalys inom räddningstjänsten. Räddningsverket. 128 s.
- Räddningsverket, 1996: Farligt gods, Riskbedömning vid transport. Statens Räddningsverk, B20-194/96. 59 s.
- SCB (Statistiska Centralbyrån), 1995: Byggindex. Nummer 6/7 1995.
- SCB (Statistiska Centralbyrån), 1999: Byggindex. Nummer 6/7 1999.
- Schwillie, F., 1984: Migration of organic fluids immiscible with water in the unsaturated zone. Pollutants in Porous Media, The unsaturated zone between soil surface and groundwater. B. Yaron, G. Dagan & J. Goldshmid, Editors. Springer-Verlag. 27-48.
- Selker, J.S., Keller, C.K., and McCord, J.T., 1999: Vadose Zone Processes. Lewish Publishers, Boca Raton. 339 s.

- Stejmar Eklund, H., 1999: Hydrogeologisk riskanalys och riskhantering längs vägar, Utbyggnad av väg E6 genom Strömstads kommun. Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg. 83 s.
- Stenström, L., 1989: Infiltration och fronthastigheter, försök med förorenande vätskor. Självständigt arbete i hydrogeologi, 144, Kvartärgeologiska Avdelningen, Uppsala Universitet. 22 s.
- Sällfors, G., 1990: Punktskattningsmetoden: En statistisk metod användbar på geotekniska problem. Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg. Meddelande nr 89.
- Taylor, A.C., 1993: Using objective and subjective information to develop distributions for probabilistic exposure assessment. *Journal of Exposure and Environmental Epidemiology*, Vol. 3, 285-297.
- Vose, D., 1996: Quantitative risk analysis. A guide to Monte Carlo simulation modelling. John Wiley & Sons, Chichester, 328 s.
- Vägverket, 1998: Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka, Hantering av risker med petroleumutsläpp. Vägverket och Räddningsverket, Publikation 98:064. 108 s.
- Vätternvårdsförbundet, 1996: Förstudie konsekvensklassificering för Vättern. Rapport nr 37.
- Wilson, J.L. & Conrad, S.H., 1984: Is physical displacement of residual hydrocarbons a realistic possibility in aquifer restoration? NWWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water – Prevention, Detection, and Restoration. Proc.: Dublin, Ohio, National Water Well Assoc. 274-298.
- Zackrisson, P., 1997: Banteknik: Banans underbyggnad. Föreläsningssanteckningar vid Högskolan Dalarna i Borlänge ht-97. Banverket, Borlänge.

Muntliga källor

Dessa källor refererar till kontakter tagna utanför Banverket HK under arbetets gång:

Alén, Claes, Statens geotekniska institut, Göteborg.

Bergström, Keith, Banverket Projektering, Gävle.

Björk, Mats, Mellersta banregionen, Banverket, Gävle.

Fredén, Sven, Herrbeta Järnvägskonsult, Linköping.

Johansson, Per-Olof, VBB Viak, Stockholm.

Löfling, Per, Vägverket, Borlänge.

Rosén, Lars, Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Denna bilaga har hämtats från Vägverkets publikation 1998:064 "Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka". Vägverket och Scandiaconsult Sverige AB har lämnat sitt godkännande.

Observera att retentionskapaciteten R_c för de olika typmiljöerna i första hand avser oljeprodukter.

BILAGA 1: Hydrogeologiska typmiljöer

Inledning

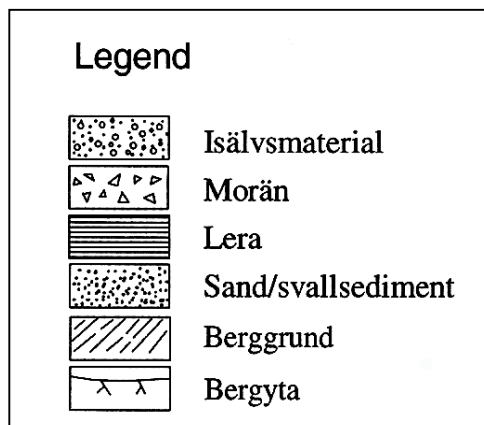
I nedanstående beskrivningar av hydrogeologiska typmiljöer anges den normala geologiska uppbyggnaden inom områden med likartade förhållanden samt typvärden, baserade på erfarenhet och hydrogeologisk litteratur, för de parametrar som styr grundvattnets uppehållstid vertikal respektive horisontell led. Som typvärden anges först det mest sannolika värdet. Därefter anges osäkerheten för detta värde i form av ett intervall inom vilket värdet för den aktuella parametern antas hamna. Slutligen anges vilken statistisk fördelning som normalt bör användas vid sannolikhetsberäkningarna.

En principiell skiss över den geologiska uppbyggnaden redovisas för respektive typmiljö.

Den litteratur som använts som underlag för de angivna parametervärdena är följande:

- Carlson, L. Och Gustafson, G., 1991: *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*. Byggforskningsrådet. Rapport R66:1991.
- Concawe, 1979: Protection of groundwater from oil pollution. Report nr. 3/79. Concawe, Den Haag.
- Domenico, P.A. och Schwartz, F.D., 1990: *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley & Sons.
- Knutsson, G. och Morfeldt, C-O., 1993: *Grundvatten. Teori och tillämpning*. Svensk Byggtjänst.
- Vägverket, 1995: *Yt- och grundvattenskydd*. Publ 1995:1.
- Svensson, C., 1984: *Handboken Bygg, Kapitlet Geohydrologi*. Liber Förlag, 1984.

Följande legend används i figurerna:



De större grundvattentillgångarna i Sverige är knutna till områden med isälvsavlagringar och sedimentär berggrund. Undantagsvis ger morän och sprickzoner i kristallint urberg tillräckliga vattenmängder för mer än enskilda brunnar. Huvuddelen av de vattentäkter som kommer att värderas med metodiken beskriven i denna handbok är därmed belägna i isälvsmaterial eller sedimentär berggrund. I de nedanstående beskrivningarna finns emellertid även typmiljöer för andra geologiska formationer, exempelvis olika typer av morän. Detta eftersom sådana miljöer kan utgöra delar av flödesvägen mellan utsläppspunkt och vattentäkt. De hydrogeologiska typmiljöbeskrivningarna skall således inte ses som isolerade enheter utan kan komma att behöva kombineras i de fall flera olika typer av geologiska formationer förekommer mellan utsläppspunkt och vattentäkt.

Typmiljöer för grundvattenmagasin i berg

Beskrivning

Kristallint berg (exempelvis granit, gnejs, gabbro, diabas och porfyr) och sedimentär kalkstensberggrund uppvisar i flera avseenden likartade egenskaper vad gäller grundvattenflöde. Grundvattnet i dessa bergarter förekommer i allmänhet tills största delen i sprickor orsakade av rörelser i jordskorpan. I kalkstensberggrund kan även utvinningsbart grundvatten förekomma i hålrum orsakade av utlösning av kalk, s.k. karstbildning. Grundvattenmagasin i kristallint berg och kalksten uppvisar vanligen mycket heterogena hydrogeologiska egenskaper. Bergmassan i sig är i princip tät och grundvattnets flödesförhållanden bestäms i därför i huvudsak av sprickornas, och för kalkstensberggrunden även hålrummens, orientering, frekvens och egenskaper. Bergets mineralogiska sammansättning och de tektoniska förhållandena (de förhållanden som åstadkommit spricksystemen) styr dessa faktorer. Allmänt för kristallin berggrund kan sägas att sura bergarter, dvs granit och gnejs, har något bättre vattenförande förmåga än basiska bergarter, exempelvis gabbro och diabas.

Större vattenuttag är normalt inte möjliga i kristallin berggrund på grund av de normalt mycket begränsade grundvattenmagasin som finns utbildade. I kalksten kan emellertid grundvattenmagasinen vara mycket stora, varvid större grundvattenuttag är möjliga. Ett exempel på detta är Kristianstadslätten där vattenförsörjningen för Kristianstad sker i form av grundvattenuttag från kalkstensberggrunden.

I sandstensberggrund förekommer utvinningsbart grundvatten förutom i sprickor även i bergartens primära porsystem. I sandstensberggrund kan därmed stora grundvattenmagasin utbildas. Exempel på större vattenuttag ur sandsten i Sverige är Karlsborgs vattenförsörjning.

I berggrund där spricksystem utgör de egentliga grundvattenmagasinen är vattengenomsläppligheten betraktat i översiktlig skala i allmänhet låg, men kan i detaljskala uppvisa stor variation. Detta eftersom bergarterna i sig är praktiskt taget täta, medan vissa sprickor har en hög genomsläpplighet. Särskilt god tillgång på grundvatten förekommer där sprickzoner korsar varandra. Möjligheterna för infiltration av föroreningar styrs i dessa bergarter helt av sprickmönstret.

Kristallint berg och kalksten har i allmänhet en mycket låg effektiv porositet, vilket medför att flödet genom berggrunden sker förhållandevis snabbt. Vidare är den specifika ytan, dvs anläggningsytan mellan bergets sprickväggar och grundvattnet, mycket liten. Sammantaget medför detta att dessa bergarter har små möjligheter att förhindra föroreningsspridning och utgör således, i de fall de inte skyddas av jordlager med låg genomsläpplighet, förore-

ningskänsliga miljöer.

I berggrund med högre primär porositet och där således även bergmassan i sig utgör grundvattenmagasin, exempelvis sandsten, är de hydrogeologiska förhållandena i allmänhet mera homogena än för bergarter med grundvattenmagasin utslutande i sprickor. Detta medför också att möjligheterna för infiltration av föroreningar i allmänhet är större, förutsatt att berggrunden inte skyddas av tätande jordlager.

Sandstensberggrund uppvisar i allmänhet något högre vattengenomsläpplighet och högre porositet än kristallint berg och kalksten. Även i sandstensberggrund förekommer dock mycket stor variation mellan olika områden. I vissa fall kan sandsten ha mycket begränsade vattenförande egenskaper, vilket gäller i de fall berggrunden utsatts för liten tektonisk påverkan, om sandstenen är finkornig eller om den primära porositeten kraftigt reducerats genom utfällning i bergets porsystem, s.k. cementering.

Sammantaget gäller allmänt för grundvattenmagasin i berggrunden att de har mycket begränsade egenskaper för att neutralisera föroreningar samt är svåra att återställa i händelse av förorening. Detta dels på grund av de stora heterogeniteterna, dels eftersom schaktning i regel inte är möjligt så att sanering måste ske med andra metoder.

Val av typmiljö

Vid valet av typmiljö för grundvattenmagasin i berggrunden är den tillgängliga geologiska informationen om bergart och spricksystemens egenskaper styrande. Typmiljöerna för berggrunden beskrivs därför i denna handbok med avseende på bergart. Om ingen detaljerad information om platsens hydrogeologiska egenskaper finns tillgänglig kan nedan redovisade parametervärden användas som utgångsläge för sannolikhetsberäkningarna. Mest sannolika värden anges med stor osäkerhet, dvs stort intervall, och kan användas i de fall detaljerad underlagsinformation saknas om berggrundens hydrogeologiska egenskaper. I de fall mera detaljerad information finns tillgänglig bör parametervärdena justeras med hänsyn till de lokala förhållandena så att osäkerheten, dvs intervallet, minskar. Om jordlager täcker berggrunden vid den aktuella platsen skall lämplig typmiljö för den aktuella jordlagerföljden användas för beräkning av uppehållstiden vid den vertikala transporten.

Parametervärden

Nedan redovisas förväntat värde, spridning samt statistiska fördelningar för flödesparametrarna i kristallint berg, kalksten och sandsten. I **Figur 1** ges en schematisk beskrivning av typmiljöer i berggrund.

Typmiljö 1a. Kristallint berg.

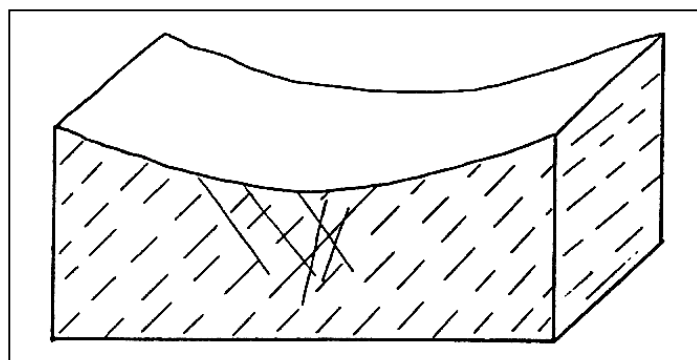
Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-6}	$10^{-9} - 10^{-3}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-6}	$10^{-9} - 10^{-3}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,005	0,0001 - 0,01	normal
i [dim.lös]	0,01	0,005-0,1	uniform eller triangulär
D_v [m]	5	1-25	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	10^{-4}	$10^{-5} - 10^{-3}$	uniform eller triangulär

Typmiljö 1b. Kalksten.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-5}	$10^{-9} - 10^{-1}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-5}	$10^{-9} - 10^{-1}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,03	0,005-0,05	normal
i [dim.lös]	0,01	0,005-0,1	uniform eller triangulär
D_v [m]	10	1-30	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	10^{-4}	$10^{-5} - 10^{-3}$	uniform eller triangulär

Typmiljö 1c. Sandsten.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-6}	$10^{-9} - 10^{-3}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-6}	$10^{-9} - 10^{-3}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,05	0,005-0,10	normal
i [dim.lös]	0,005	0,001-0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	10	1-30	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-3}$	uniform eller triangulär

**Figur 1.** Hydrogeologisk typmiljö i berggrund

Typmiljöer för grundvattenmagasin i morän

Beskrivning

Morän bildades genom inlandsisens nedkrossning och omlagring av lossbrutna delar av berggrunden och av tidigare avsatta lösa avlagringar. Morän är därför en jordart som består av alla kornfraktioner från ler till block. Moränens sammansättning varierar beroende på ursprungsmaterialets sammansättning samt hur långt den transporterats i eller under inlandsisen innan den avsattes.

Grundvatten i morän förekommer dels i jordartens primära porsystem, dels i sprickor som bildats efter moränens avsättning. Vattengenomsläppligheten är förhållandevis liten i morän, liksom den effektiva porositeten, vilket tillsammans med den vanligen ringa mäktigheten innebär att större grundvattenuttag i regel inte är möjliga i morän. Den låga vattengenomsläppligheten i kombination med relativt låg effektiv porositet medför också att grundvattennivån i morän varierar kraftigt i samband med grundvattenbildning.

Den i särklass mest förekommande moräntypen i Sveriges urbergsområden är hårt packad bottenmorän med sandig sammansättning. Inom områden med sedimentär berggrund kan moränen ha en mera finkornig sammansättning. Exempel på detta är lerig morän och moränlera i Skåne.

I de fall ursprungsmaterialet varit grovkornigt med liten andel finmaterial eller där ursköljning av materialet av isens smältvatten kunna ske vid avsättningen, kan moränens sammansättning vara mera grovkornig, exempelvis grusig. Exempel på moränavlagringar med vanligen mera grovkornig sammansättning är drumlinbildningar, dvs moränryggar orienterade parallellt med isrörelseriktningen. I dessa bildningar är linser av vattensorterat material i fraktionerna sand-grus vanliga. Dessa avlagringar skiljer sig ur hydrogeologisk synpunkt från den vanligtvis förekommande sandiga moränen genom högre vattengenomsläpplighet och porositet. Om dessutom mäktigheten är stor är förutsättningarna bättre för grundvattenuttag än vad som normalt är fallet i morän. I drumlinerna tenderar dessutom materialet att bli grövre i samband med ökande blockighet och förutsättningarna för grundvattenutvinning kan i sådana fall var bättre än normalt i morän. Dessa typer av avlagringar är emellertid i allmänhet mycket heterogena och stora variationer förekommer inom enskilda bildningar.

Ändmoräner är ryggar orienterade vinkelrätt mot isrörelseriktningen. De är vanligen uppbyggda av bottenmorän. Ändmoränernas mäktighet varierar kraftigt, men är vanligen 3-6 meter. Ändmoränerna har genom materialsammansättningen en låg vattengenomsläpplighet. Djupet till grundvattenytan är vanligen större än för morän utan ytform, men den låga vattengenomsläppligheten medför att grundvattenytan ändå kan vara belägen relativt nära markytan. Möjligheterna att utvinna större grundvattenmängder ur dessa bildningar är små.

Morän avsatt under högsta kustlinjen (HK) eller i anslutning till issjöområden kan ibland ha en sandig-grusig sammansättning nära markytan på grund av svallningsprocesser. Svallningen kan ibland vara mycket kraftig och nå mer än 1 meter ner i moränmaterialet. Svallningen innebär att moränens finare partiklar tvättats ur och att materialet därmed fått en grövre och mera sorterad sammansättning. Detta innebär att vattengenomsläppligheten och porositeten generellt är högre än i den normala moränen. I de fall grundvattenytan finns utbildad i den svallade delen kan således vattentransporten ske snabbare här än i det underliggande och opåverkade moränmaterialet.

Bottenmoränen kan ibland överlagras av s.k. ytmorän som smält fram ur isens inre eller från dess yta och därmed inte blivit lika hårt packad. Morän är vanligen avsatt direkt på berggrunden. Den kan emellertid i vissa fall överlagra såväl isälvsbildningar som svallavlagringar, särskilt i trakten vid och över HK samt i anslutning till randbildningar. I exempelvis Tornedalen överlagrar moränavsättningar svall- och isälvsmaterial och i anslutning till de stora is-sjöområdena på Sydsvenska höglandet förekommer morän på isälvsmaterial. I de ibland mycket komplexa jordlagerföljderna inom randbildningar kan morän överlagra både isälvsmaterial och lera.

Moränavlagringar utan ytform dominerar areellt, men även ändmoräner och förekommer i rikligt antal inom vissa delar av landet, exempelvis Norrlands inland och Sydsvenska höglandet. Moränens generella mäktighet varierar kraftigt från vanligtvis mycket tunna moränlager i Västsverige (0-1 meter) till i allmänhet flera meter i nordligaste Sverige. Inom drumlinbildningar och randbildningar kan moränens mäktighet lokalt överstiga 50 meter i Sverige.

Eftersom moränen normalt innehåller en förhållandevis hög halt finkornigt material är den specifika ytan stor och möjligheterna för fastläggning av föroreningar kan vara goda. Till viss del sker emellertid grundvattenflödet i sprickor, vilket medför att den specifika ytan, och därmed möjligheterna för fastläggning av föroreningar, är avsevärt mindre.

Val av typmiljö

Vid valet av typmiljö för grundvattenmagasin i morän är den tillgängliga geologiska informationen om jordarter och tolkning av den geologiska utvecklingen styrande. Typmiljöerna för morän beskrivs därför i denna handbok med avseende på kornstorleksfördelning eftersom detta framgår av befintliga jordartskartor. I händelse av bristfällig information kan det i det enskilda fallet vara svårt att avgöra vilken moräntyp som förekommer. Normalfallet är att utgå från sandig morän i de fall ingen annan information saknas och om platsen är belägen inom urbergsområden. För områden med sedimentär berggrund, exempelvis kalksten eller skiffer, bör siltig morän väljas. Om moränen enligt dokumentation är lerig eller om moränlera förekommer bedöms detta medföra en barriär mot infiltration från ett momentant utsläpp av petroleum. I områden som är uppbyggda av drumliner bör utgångsläget vara grusig morän.

Om ingen detaljerad information om platsens hydrogeologiska egenskaper finns tillgänglig kan nedan redovisade parametervärden användas som utgångsläge för sannolikhetsberäkningarna. Mest sannolika värden anges med stor osäkerhet, dvs stort intervall, och kan användas i de fall detaljerad underlagsinformation saknas om moränens hydrogeologiska egenskaper. I de fall mera detaljerad information finns tillgänglig bör dessa värden justeras med hänsyn till de lokala förhållandena så att osäkerheten, dvs intervallet, minskar. Om stor osäkerhet råder, exempelvis om moränen är grusig eller sandig, kan dessa två miljöer kombineras varvid osäkerheten, dvs intervallet i parametervärdena, ökas till att omfatta angivna värden för samtliga av de möjliga miljöerna.

Parametervärden

Nedan redovisas förväntat värde, spridning samt statistiska fördelningar för flödesparametrarna i morän med olika sammansättning.

Typmiljö 2a. Grusig morän utan ytform.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	$5 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8} - 5 \cdot 10^{-6}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-6}	$10^{-7} - 10^{-5}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,10	0,01 - 0,15	normal
i [dim.lös]	0,005	0,001 - 0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	2	0,1-10	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,025	0,02-0,03	uniform eller triangulär

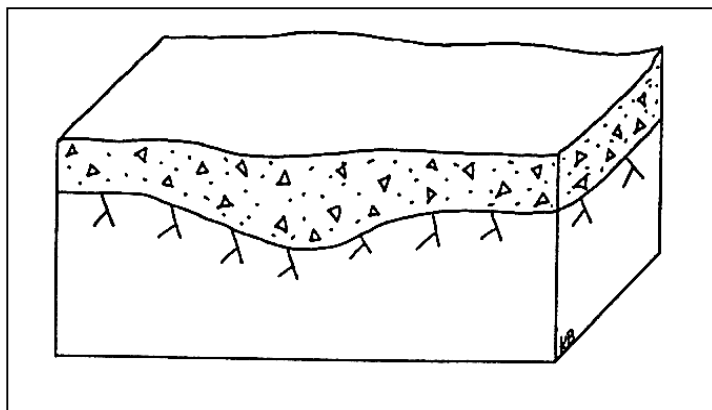
Typmiljö 2b. Sandig morän utan ytform.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	$5 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-9} - 5 \cdot 10^{-7}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-7}	$10^{-8} - 10^{-6}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,08	0,01 - 0,15	normal
i [dim.lös]	0,01	0,001 - 0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	1,5	0,1-10	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,03	0,02-0,04	uniform eller triangulär

Typmiljö 2c. Siltig morän utan ytform.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	$5 \cdot 10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-10} - 5 \cdot 10^{-8}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-8}	$10^{-9} - 10^{-7}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,05	0,01 - 0,1	normal
i [dim.lös]	0,03	0,001 - 0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	1	0,1-5	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,04	0,03-0,06	uniform eller triangulär

I **Figur 2** visas en schematisk bild av hydrogeologisk typmiljö i morän utan ytform.



Figur 2. Hydrogeologisk typmiljö i morän utan ytförm.

Typmiljö 2d. Grusig morän med ryggform (drumlin, ändmorän eller randbildning)

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	$5 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8} - 5 \cdot 10^{-6}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-6}	$10^{-7} - 10^{-5}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,10	0,01 - 0,15	normal
i [dim.lös]	0,005	0,001 - 0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	5	1-15	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,025	0,02-0,03	uniform eller triangulär

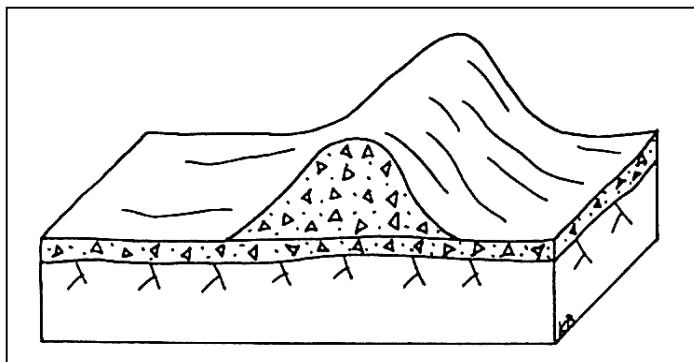
Typmiljö 2e. Sandig morän med ryggform (drumlin, ändmorän eller randbildning)

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	$5 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-9} - 5 \cdot 10^{-7}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-7}	$10^{-8} - 10^{-6}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,08	0,01 - 0,15	normal
i [dim.lös]	0,01	0,001 - 0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	3	1-10	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,03	0,02-0,04	uniform eller triangulär

Typmiljö 2f. Siltig morän med ryggform (drumlin, ändmorän eller randbildning)

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	$5 \cdot 10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-10} - 5 \cdot 10^{-8}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-8}	$10^{-9} - 10^{-7}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,05	0,01 - 0,1	normal
i [dim.lös]	0,02	0,001 - 0,05	uniform eller triangulär
D_v [m]	2	0,5-10	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,04	0,03-0,06	uniform eller triangulär

I **Figur 3** visas en schematisk bild av typmiljöer i morän med ytform.



Figur 3. Hydrogeologisk typmiljö i morän med ytform.

Typmiljöer för grundvattenmagasin i isälvsmaterial

Beskrivning

Isälvsmaterial transporteras och avsätts av smältvattnet från en glaciär eller inlandsis. Det utgörs därför vanligen av sorterat material med hög vattengenomsläpplighet. Stora variationer i kornstorlek förekommer emellertid. Isälvsmaterial är gynnsamt ur infiltrationssynpunkt och medger stor grundvattenbildning. I de större bildningar som hyser en mäktig grundvattenzon är möjligheterna för stora grundvattenuttag därför goda. Flertalet av de kommunala vattentäkterna i landet är placerade i isälvsmaterial.

Kornstorleksfördelningen i isälvsmaterial medför en hög vattengenomsläpplighet och en låg specifik yta, vilket medför en hög känslighet för förorening. Eftersom dessa bildningar dessutom hyser de största grundvattentäkterna har de i allmänhet ett högt skyddsvärde.

Grundvattennivån i isälvsavlagringar ligger i allmänhet djupt eftersom vattengenomsläppligheten är hög och det nybildade grundvattnet snabbt kan ledas undan. Detta gäller inte om bildningen däms av en bergtröskel eller en sjö. På grund av den höga genomsläppligheten i kombination med en relativt hög effektiv porositet uppvisar grundvattennivåerna i isälvsmaterial små förändringar under året.

Val av typmiljö

Vid valet av typmiljö för grundvattenmagasin i isälvsmaterial är den tillgängliga geologiska informationen om jordarter och tolkning av avlagringens bildningssätt styrande. På jordartskartor anges bildningstypen isälvsmaterial men inte explicit kornstorleksfördelningen. Typmiljöerna för isälvsmaterial beskrivs därför i denna handbok med avseende på bildningssätt. I händelse av bristfällig information kan det i det enskilda fallet vara svårt att avgöra vilken bildningstyp som förekommer.

Om ingen detaljerad information om platsens hydrogeologiska egenskaper finns tillgänglig kan nedan redovisade parametervärden användas som utgångsläge för sannolikhetsberäkningarna. Mest sannolika värden anges med stor osäkerhet, dvs stort intervall, och kan användas i de fall detaljerad underlagsinformation saknas om isälvsmaterialalets hydrogeologiska egen-

skaper. I de fall mera detaljerad information finns tillgänglig, exempelvis från konsultutredningar, bör dessa värden justeras med hänsyn till de lokala förhållandena så att osäkerheten, dvs intervallet, minskar. Om stor osäkerhet råder vilken typmiljö som gäller, kan flera miljöer kombineras varvid osäkerheten, dvs intervallet i parametervärdena, ökas till att omfatta angivna värden för samtliga av de möjliga miljöerna.

Parametervärden

Nedan beskrivs specifikt de huvudsakliga typerna av isälvsmaterial med avseende på bildningssätt. Dessutom redovisas förväntat värde, spridning samt statistiska fördelningar för flödesparametrarna i olika typer av isälvsmaterial.

a) Delta

Isälvsdeltan är subakvatiska bildningar, dvs avsatta i vatten. Generellt består lagerföljden av ett relativt finkornigt lager i botten, överlagrat av ett mäktigt lager grövre material med så kallad korsskiktning, eller deltaskiktning. Detta överlagras i sin tur vanligen av ett grovkornigt, oskiktat eller horisontellt skiktat, lager. Inom respektive lager kan materialets sammansättning variera kraftigt. Isälvsdeltan kan ofta innehålla partier med finsediment. Isälvsdeltan har ofta byggts upp till vattenytans nivå. De påträffas ofta i anslutning till HK. De kan ha en mycket plan överyta som emellertid ofta är genomskuren av strömfåror, där isens smältvatten strömmat.

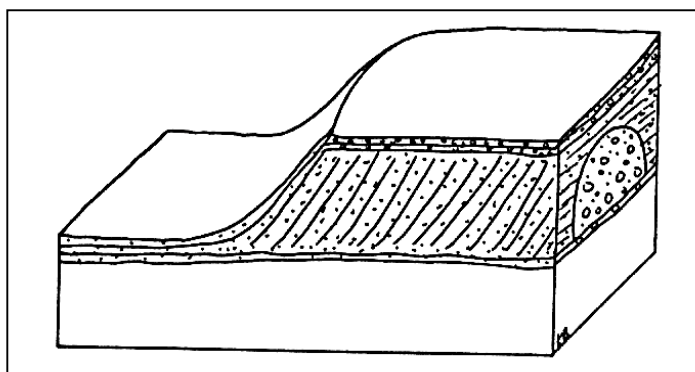
Deltan kan utgöra betydande grundvattenmagasin. Om öppna förhållanden råder förmår vanligen hela nettonederbörden att infiltrera och bilda grundvatten. Materialets höga genomsläpplighet medför att stora grundvattenuttag är möjliga om det finns en mäktig grundvattenzon.

De delar av deltabildningen som består av grovkornigt isälvsmaterial är genom en hög vattengenomsäpplighet och en liten specifik yta mycket känslig för förorening. Det är vanligt att denna typ av bildning utsatts för grustäktverksamhet. Där grustäkt bedrivits är uttagen ofta gjorda till strax ovanför grundvattenytan. Härvid har skapats särskilt känsliga miljöer eftersom möjligheterna att förhindra att föroreningar når grundvattnet ytterligare minskar när såväl den omättade zonen som jordmånen tas bort.

Typmiljö 3a. Isälvsdeltan

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-4}	$10^{-6} - 10^{-2}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-3}	$10^{-5} - 10^{-1}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,25	0,15 - 0,35	normal
i [dim.lös]	0,005	0,0005 - 0,02	uniform eller triangulär
D_v [m]	15	1-30	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,015	0,006-0,03	uniform eller triangulär

I **Figur 4** visas en schematisk bild av typmiljöer i isälvsdeltan.



Figur 4. Hydrogeologisk typmiljö i isälvsdelta.

b) Subakvatisk rullstensås

Den vanligaste typen av isälvsavlagringar är åsar. Subakvatiska åsar är avsatta i vatten i anslutning till istunnelns mynning och förekommer därmed företrädesvis under HK.

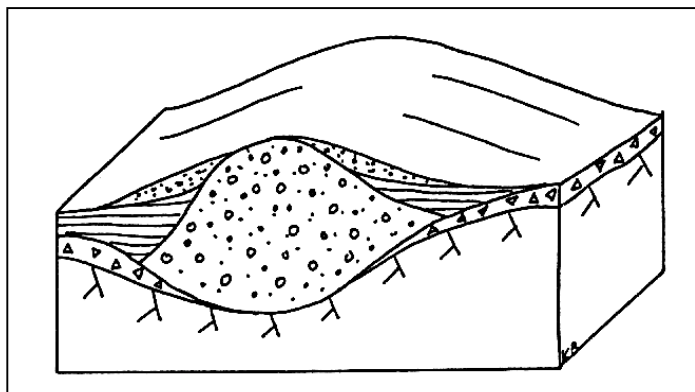
Åsstråken kan ibland i huvudsak följa större dalstråk, men också helt avvika från terrängens naturliga dräneringsstråk. Kontinuiteten i materialet är ofta god i längsled, men tvärgående dolda bergtrösklar kan dela upp avlagringen i flera mindre grundvattenmagasin. Ryggarna är utsträckta i smältvattenströmmarnas dräneringsriktning. Subakvatiska åsar är ofta uppbyggda med centra av grovt material, grus, sten och block. Mot åsens kanter blir kornstorleksammansättningen vanligen finare. Ofta förekommer en skiktning med grövre och finare skikt. Eftersom de är avsatta under HK kan de överlagras av finkorniga glaciala och postglaciala sediment, vilket ger helt eller delvis slutna förhållanden.

I för vågor utsatta lägen har åsmaterialet under HK kunnat omlagras, eller svallas, i samband med landhöjningen, varvid svallsediment avsatts. Typmiljö i svallsediment beskrivs separat. Genom svallprocesserna kan åsens primära form ibland blivit mycket utflackad.

Typmiljö 3b. Subakvatisk rullstensås

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-4}	$10^{-6} - 10^{-2}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-3}	$10^{-5} - 10^{-1}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,25	0,15 - 0,35	normal
i [dim.lös]	0,005	0,0005 - 0,02	uniform eller triangulär
D_v [m]	10	1-30	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,015	0,006-0,03	uniform eller triangulär

I **Figur 5** visas en schematisk bild av typmiljö i subakvatisk rullstensås.



Figur 5. Hydrogeologisk typmiljö i subakvatisk rullstensås.

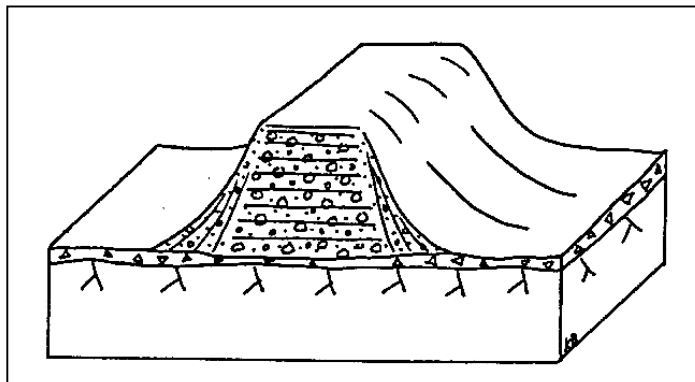
c) Supraakvatisk rullstensås

Denna typ av åsar är avsatta på land, över HK, och har inte utsatts för senare omlagrande processer och har en tydligare ryggform än de subakvatiska. De har heller inte någon successivt avtagande kornstorlek uppåt eller åt sidorna såsom i de subakvatiska åsarna. Isälvsmaterialet är ofta grovkornigt, ibland dåligt ursköljt, med horisontell skiktning. Den mindre goda sorteringen i kombination med att denna åstyp ofta är högt belägen och därför hyser en liten grundvattenzon, medför vanligen att grundvattenmagasinen är begränsade.

Typmiljö 3c. Supraakvatisk rullstensås

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-5}	$10^{-7} - 10^{-3}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-4}	$10^{-6} - 10^{-2}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,20	0,10 - 0,30	normal
i [dim.lös]	0,01	0,0005 - 0,03	uniform eller triangulär
D_v [m]	10	1-20	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,25	0,012-0,06	uniform eller triangulär

I **Figur 6** visas en schematisk bild av typmiljö i supraakvatisk rullstensås.



Figur 6. Hydrogeologisk typmiljö i supraakvatisk rullstensås.

d) Älvdalsavlagringar

I de norrländska älvdalarna har utbildats en lagerföljd som beror på sedimentationsförhållandena under isavsmältningen och älvarnas eroderande arbete i samband med landhöjningen. Vid isavsmältningen avsattes i dalstråken isälvsmaterial i form av finsand och ibland grövre sand och grus direkt på berggrunden eller på morän. När isen retirerat kunde sedimentation av glaciala och senare postglaciala finsediment ske i de vikar till Östersjön som dalgångarna då utgjorde. Älvmynningen kom sedan att förflyttas mot allt lägre nivåer genom landhöjningen.

Vid älvmynningen sedimenterade av älven eroderat material. I de fall då tillgången på grövre material, exempelvis sand, var stor, så att älven transporterade stora mängder material, kunde ett verkligt delta byggas upp. Genom landhöjningen torrlades deltaplanen successivt och bildade plana ytor av huvudsakligen sand utmed älvloppen. I sedimentplanen förekommer ofta torra strömbanor och terrasser. Allt eftersom älvens mynning förflyttades mot lägre nivåer skar sig älven genom och eroderade sina egna avsättningar. Materialet transporterades härvid till den nya positionen för mynningen där ett nytt delta byggdes upp.

Den typiska lagerföljden i en älvdal under HK är således, om materialtillgången varit god från markytan och nedåt, följande:

- Mäktiga sandlager (älvmynningssediment)
- Finkorniga fjordsediment i form av lera och silt
- Primärt isälvsmaterial i form av sand och grus

Älvdalarna kan hysa betydande grundvattentillgångar, dels på grund av sitt fördelaktiga topografiska läge i dalgångar, dels på grund av en hög vattengenomsläpplighet hos delar av lagerföljden.

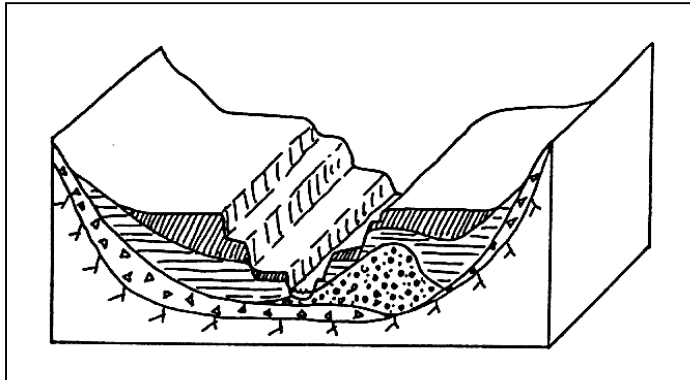
Typmiljö 3d. Älvmynningssediment

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-5}	$10^{-7} - 10^{-3}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-4}	$10^{-6} - 10^{-2}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,15	0,10 - 0,20	normal
i [dim.lös]	0,01	0,0005 - 0,03	uniform eller triangulär
D_v [m]	5	1-15	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,025	0,012-0,06	uniform eller triangulär

Typmiljö 3d. Primärt isälvsmaterial

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-4}	$10^{-6} - 10^{-2}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-3}	$10^{-5} - 10^{-1}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,25	0,15 - 0,35	normal
i [dim.lös]	0,005	0,0005 - 0,02	uniform eller triangulär
D_v [m]	10	1-30	uniform eller triangulär
R_c (m ³ /m ³)	0,015	0,006-0,03	uniform eller triangulär

I **Figur 7** visas en schematisk bild av typmiljö i älvdalsavlagringar.



Figur 7. Hydrogeologisk typmiljö i älvdalsavlagringar.

Typmiljö för grundvattenmagasin i svallsediment

Beskrivning

Svallsediment bildas genom vågerosion, eller svallning, av tidigare bildade morän- och isälvsavlagringar. Vågerosionen medför dels att det primärt avsatta materialet kan omlagras och sorteras på plats, dels att det kan föras ut och avlagras på lägre nivåer nedanför den ursprungliga bildningen. Det grövre materialet stannar kvar nära den primära avlagringen, medan de mera finkorniga delarna kan föras längre ut från stranden. Svallsediment förekommer i fraktionerna finsand-sten. Exempel på svallavlagringar är strandvallar, klapperstensfält och s.k. svallkappor. Svallsediment kan komma att överlagra sediment avsatta efter den primära bildningen, exempelvis lera.

Svallsedimenten i regionen är vanligen mindre än två meter mäktiga, men i vissa fall påträffas svallavlagringar med mäktighet större än 10 meter. I dessa fall har de topografiska förhållandena och materialtillgången medgivit att sand och finare grus kunnat avsättas i en från stranden utbyggd revel. Dessa bildningar har ofta en tydlig deltauppbyggnad, med ett horisontellt övre skikt och därunder korsskiktat material. Dessa avlagringar är av sådan storlek och har en sådan materialsammansättning att de kan hysa större grundvattenmängder.

Svallavlagringar kan bestå av material med hög vattengenomsläpplighet och effektiv porositet. Genom den vanligen ringa mäktigheten är de främst av intresse som akviferer för enskilda brunnar, men som ovan nämnts kan de också bilda större magasin när mäktigheterna ökar.

Val av typmiljö

Vid valet av typmiljö för grundvattenmagasin i isälvsmaterial är den tillgängliga geologiska informationen om jordarter och tolkning av avlagringens bildningssätt styrande. På jordartskartor anges kornstorleksfördelningen. Typmiljöerna för svallmaterial beskrivs därför i denna handbok med avseende på bildningssätt. I händelse av bristfällig information kan det i det enskilda fallet vara svårt att avgöra vilken bildningstyp som förekommer.

Om ingen detaljerad information om platsens hydrogeologiska egenskaper finns tillgänglig kan nedan redovisade parametervärden användas som utgångsläge för sannolikhetsberäkningarna. Mest sannolika värden anges med stor osäkerhet, dvs stort intervall, och kan användas i de fall detaljerad underlagsinformation saknas om svallmaterialets hydrogeologiska egenskaper. I de fall mera detaljerad information finns tillgänglig bör dessa värden justeras med hänsyn till de lokala förhållandena så att osäkerheten, dvs intervallet, minskar. Om stor osäkerhet råder vilken typmiljö som gäller, kan flera miljöer kombineras varvid osäkerheten, dvs intervallet i parametervärdena, ökas till att omfatta angivna värden för samtliga av de möjliga miljöerna.

Parametervärden

Nedan redovisas förväntat värde, spridning samt statistiska fördelningar för flödesparametrarna i olika typer av svallmaterial.

Typmiljö 4a. Svallavlagringar bestående av grus.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-2}	$10^{-3} - 10^{-1}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-2}	$10^{-3} - 10^{-1}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,30	0,25 - 0,35	normal
i [dim.lös]	0,001	0,0005 - 0,01	uniform eller triangulär
D_v [m]	1	0,1-10	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	0,008	0,006-0,012	uniform eller triangulär

Typmiljö 4b. Svallavlagringar bestående av grovsand.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-3}	$10^{-4} - 10^{-2}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-3}	$10^{-4} - 10^{-2}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,25	0,20 - 0,30	normal
i [dim.lös]	0,002	0,0005 - 0,01	uniform eller triangulär
D_v [m]	1	0,1-10	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	0,015	0,012-0,02	uniform eller triangulär

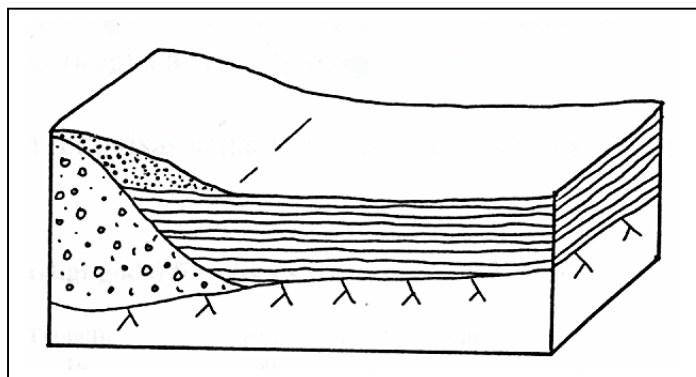
Typmiljö 4c. Svallavlagringar bestående av mellansand.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-4}	$10^{-5} - 10^{-3}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-4}	$10^{-5} - 10^{-3}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,20	0,15 - 0,25	normal
i [dim.lös]	0,005	0,0005 - 0,01	uniform eller triangulär
D_v [m]	1	0,1-10	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	0,015	0,012-0,02	uniform eller triangulär

Typmiljö 4d. Svallavlagringar bestående av finsand.

Parameter	Mest sannolika värde	Intervall	Fördelningstyp
K_v [m/s]	10^{-5}	$10^{-6} - 10^{-3}$	lognormal
K_h [m/s]	10^{-5}	$10^{-6} - 10^{-3}$	lognormal
n_e [dim.lös]	0,15	0,10 - 0,20	normal
i [dim.lös]	0,01	0,001 - 0,02	uniform eller triangulär
D_v [m]	1	0,1-10	uniform eller triangulär
R_c (m^3/m^3)	0,025	0,02-0,03	uniform eller triangulär

I **Figur 8** visas en schematisk bild av typmiljö i svallavlagring.



Figur 8. *Hydrogeologisk typmiljö i svallavlagring.*

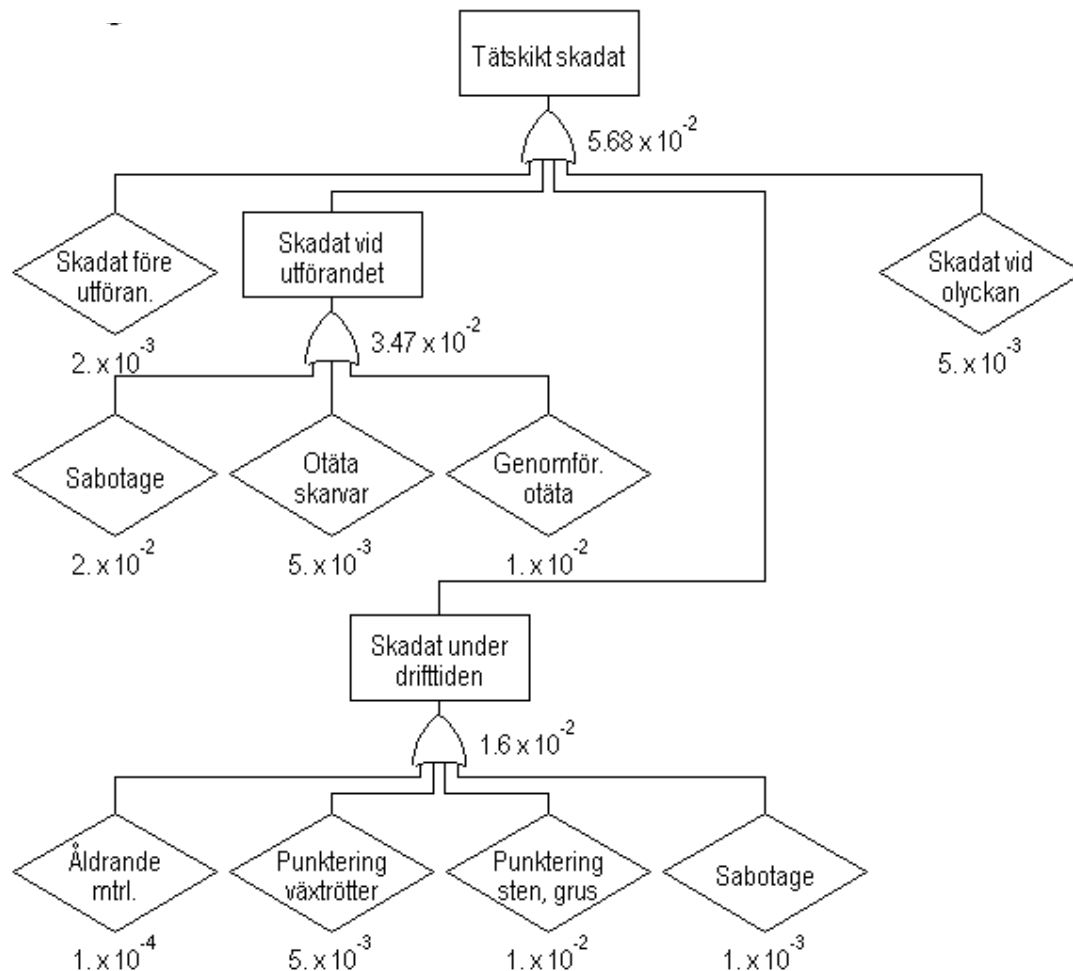
Slutna och läckande grundvattenmagasin

Samtliga ovan beskrivna hydrogeologiska typmiljöer, utom vanligen svallsedimenten, kan överlagras av mer eller mindre täta lager av finsediment och då orsaka slutna och läckande grundvattenmagasin. I ett slutet grundvattenmagasin ligger grundvattnets trycknivå över akviferens övre begränsning. Detta orsakar speciella förhållanden vid grundvattenuttag. Vanligen är de finsediment som överlagrar grundvattenmagasinet inte helt täta utan förmår att avge en del vatten. Härvid kan utbildas s.k. läckande grundvattenmagasin.

Med hänsyn till föroreningsrisk är ett tätande lager över grundvattenmagasinet naturligtvis fördelaktigt, eftersom det avsevärt minskar möjligheterna för infiltration av föroreningar till grundvattnet. Ibland är grundvattenmagasinen delvis slutna/läckande, vilket innebär att de hydrauliska förhållandena och möjligheterna för infiltration av föroreningar varierar inom magasinet. I vilken grad ett magasin är slutet/läckande beror av finsedimentens utbredning, mäktighet och genomsläpplighet. I de fall slutna/läckande förhållanden råder, antas att ett gott naturligt skydd finns mot ett momentant utsläpp av petroleum så att sanering kan utföras utan skada på den aktuella vattentäkten.

BILAGA 2: Felträd – skadat tätskikt

Nedan redovisas ett exempel på hur ett felträd kan användas för att bedöma sannolikheten att ett tätskikt är eller blir skadat vid en olycka. Vid en sådan analys är det viktigt att definiera kriterierna för när tätskiktet skall anses vara ”skadat”. Sannolikheterna i felträdet nedan är helt fiktiva.





Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se