

Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar

Inventering, undersökning, riskbedömning och åtgärd



SGI Publikation 42

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

SGI 2018, *Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar, Inventering, undersökning, riskbedömning och åtgärd*, SGI Publikation 42, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping

Diariennr: 1.1-1712-0823

Uppdragsnr: 14717-223

Beställning:

Statens geotekniska institut
Informationstjänst
580 93 Linköping
Tel: 013-20 18 04
E-post: info@swedgeo.se

Ladda ner publikationen som
PDF, www.swedgeo.se

Bilder på omslaget: Helena Martinell,
Göteborgs miljöförvaltning (vänster),
Helena Branzén, SGI (mitten), Helena
Branzén, SGI (höger)



Statens geotekniska institut

Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar

Inventering, undersökning, riskbedömning och åtgärd

SGI Publikation 42

Linköping 2018

Förord

Föroreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljö kvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet och fokuserar på att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredningar av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet. Statens geotekniska institut (SGI) har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad inom förorenade områden. Syftet är att SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån samt öka saneringstakten så att miljö kvalitetsmålen nås.

Som ett led i detta ingår att förmedla kunskap om det arbete som utförs vid SGI till olika intressenter, såsom tillsynsmyndigheter, universitet och högskolor, konsulter, analyslaboratorier, problemägare och entreprenörer med flera. Just denna publikation riktar sig till länsstyrelser och kommuner, vilka arbetar med tillsyn av uppställningsplatser för fritidsbåtar som är eller misstänks vara förorenade.

Publikationen är ett resultat av ett tillsynsprojekt drivet av Länsstyrelsen i Västra Götalands län under år 2017. Tillsynsprojektet och därmed publikationen har till stor del finansierats av Naturvårdsverket. Denna publikation har författats av Märta Ländell och Paul Edebalk samt granskats av Pär-Erik Back, samtliga SGI. I projektgruppen har också ingått Henrik Bengtsson och Siv Hansson vid Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Synpunkter på publikationen har inhämtats genom ett remissförfarande. Detta genom att ett utkast har skickats för synpunkter till Göteborgs Stad, Orusts kommun, Sotenäs kommun, Stenungsunds kommun, Stockholms stad, Strömstads kommun, Tanums kommun, Tjörns kommun, Uddevalla kommun, Österåkers kommun, Miljösamverkan Stockholm, Länsstyrelsernas nationella tillsynsvägledningsgrupp, Länsstyrelserna i Blekinge, Kalmar, Skåne och Stockholms län, Transportstyrelsen, Kemikalieinspektionen, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket samt Sveriges geologiska undersökning. Inkomna synpunkter har beaktats vid färdigställande av denna publikation.

Mikael Stark, Chef för avdelning Renare mark, har beslutat att ge ut publikationen, Linköping i januari 2018.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
Summary.....	9
1. Inledning	11
1.1 Bakgrund	11
1.2 Målgrupper.....	12
1.3 Syfte och mål	12
1.4 Avgränsning	12
1.5 Litteratur.....	13
2. Branschhistorik.....	14
3. Föroreningsproblematik	17
3.1 Riskklasser enligt MIFO	17
3.2 Organiska tennföreningar i miljön.....	18
3.3 Förbud	19
3.4 Allmänt om föroreningssituationen	19
3.5 Markanvändning	21
3.6 Generella riktvärden och styrande exponeringsvägar.....	21
3.7 Uppmätta halter	22
3.8 Konceptuell modell.....	27
4. Undersökningar.....	30
4.1 Undersökningarnas syfte.....	30
4.2 Allmänna rekommendationer.....	30
4.3 Egenskapsområden och provtagningsstrategier.....	32
4.4 Provtagningsmetoder	34
4.5 Strategi för tillsynsmyndighetens prioritering	36
4.6 Skrivbordsstudie	38
4.7 Undersökningssteg 1	40
4.8 Undersökningssteg 2	42
4.9 Undersökningssteg 3	44
4.10 Analyser	45

5.	Bedömning	49
5.1	Bedömningsgrunder	49
5.2	Jämförelse med bedömningsgrunder	50
5.3	Prioritering och gruppering av objekt.....	51
6.	Åtgärder	56
6.1	Allmänt.....	56
6.2	Åtgärdsutredning.....	58
6.3	Möjliga åtgärds tekniker för mark	61
6.4	Möjliga åtgärds tekniker för vatten.....	62
6.5	Temporära skyddsåtgärder, restriktioner och kontrollprogram.....	62
6.6	Riskvärdering	63
7.	Referenser	66

Bilaga/or

1. Checklista för undersökningssteg 1

Sammanfattning

På uppställningsplatser för fritidsbåtar utförs underhåll av båtskrov och då sprids färgrester till marken inom området. Båtbottenfärger syftar till att förhindra påväxt och innehåller persistenta ämnen som är toxiska för vattenlevande organismer. Vilka ämnen som ingår i färgen har varierat genom åren. Exempel på ämnen är metaller, PCB, organiska tennföreningar, diuron och Irgarol. Ämnen från båtbottenfärger kan förekomma på platsen även lång tid efter att användningen upphörde och tillförseln av ämnena kan fortgå så länge som äldre färger förekommer på båtskroven. Organiska tennföreningar som sprids till vattenmiljön från uppställningsplatserna kan exempelvis leda till att vissa arter av snäckor blir sterila och att populationen försvinner. Organiska tennföreningar binder mycket hårt till partiklar i sediment och kan ha en lång halveringstid och därmed påverka vattenmiljön under lång tid. Människor kan exponeras för föroreningar på båtuppställningsplatser vid underhållsarbete på båtar.

Förorening av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly förekommer ofta i ett ytligt och tunt jordskikt vid uppställningsplatser för fritidsbåtar. Föroreningen är ofta heterogent fördelad över områdets yta. Även hotspots av oljekolväten, glykol, lösningsmedel med mera kan förekomma. Ett urval av äldre undersökningar av uppställningsplatser visar att halterna av organiska tennföreningar är betydligt högre än Naturvårdsverkets generella riktvärden och att risker för miljön och människors hälsa därmed inte kan uteslutas.

Samlingsprover som representerar egenskapsområden och de djupintervall som misstänks vara förorenade bör tas. Generellt bör egenskapsområdena utformas med hänsyn till spridnings- och exponeringssituationen för olika delar av objektet. Även verksamhetstyp alternativt verksamhetstid bör beaktas när egenskapsområden fastställs. Manuell provtagning av yttlig jord är lämplig. Det krävs erfarenhet för att planera och utföra de miljötekniska markundersökningarna.

En strategi för tillsynsmyndighetens prioritering av vilka objekt som ska undersökas respektive åtgärdas presenteras i publikationen. I en skrivbordsstudie studeras lättillgängliga dataunderlag över verksamhetsområdet för att identifiera objekt med hög föroreningspotential. I undersökningssteg 1 utförs en miljöteknisk markundersökning med relativt låg ambitionsnivå i syfte att bekräfta att marken är förorenad av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly. Jordprover tas då ut som horisontella samlingsprover (tunna skikt) i egenskapsområdena. I undersökningssteg 2 utförs en kompletterande undersökning av jord och dagvatten och/eller dräneringsvatten som syftar till att avgränsa föroreningen, utföra en riskbedömning av området, samt bedöma åtgärdsbehovet. Undersökningssteg 3 utförs vid behov beroende på vilka åtgärder som kan vara aktuella för objektet.

Det finns generella riktvärden från Naturvårdsverket för jord för summa organiska tennföreningar, TBT, DBT, MBT, diuron, Irgarol och metaller. Prioritering av objekt kan dock behöva göras på andra grunder än halter som överskrider riktvärden, eftersom det kan finnas många objekt med höga föroreningshalter. I publikationen presenteras matriser som kan användas för att gruppera uppställningsplatserna efter prioritet. Matriserna kan användas dels i ett tidigt skede för att prioritera vilka objekt som ska undersökas först,

dels i ett senare skede för att prioritera objekt för åtgärder. Matriserna resulterar i en gruppering av objekt med hög prioritet, objekt där man kan avvakta med undersökning eller åtgärd samt objekt med låg prioritet.

Föroreningar från båtbottnfärger sprids kontinuerligt från båtskrov till mark och sedan vidare till ytvatten och sediment. Åtgärder bör sättas in så tidigt som möjligt i denna spridningskedja. Åtgärder för mark kan utföras stegvis. De mest allvarliga riskerna kan åtgärdas genom bortforsling av kraftigt förorenade massor eller genom att restriktioner för området införs. Relativt enkla, och sannolikt effektiva, åtgärder för dessa objekt är schaktning av ytligt förorenad jord och behandling av dagvatten genom sedimentation.

Summary

At yards used for storing pleasure boats, one of the most common activities is hull maintenance, which eventually results in the spread of bottom paint residue into the ground. The purpose of bottom paints is to prevent fouling, and they contain persistent substances that are toxic to aquatic organisms. The substances in the paint have varied over the years and include metals, PCB, organotin compounds, diuron and Irgarol. Substances deriving from bottom paints can remain at the site for a long time after use has ceased, and the levels could increase as long as older paints remain on the hulls. Organotin compounds that are released into the aquatic environment from the boatyards could, for example, lead to certain species of molluscs becoming sterile, resulting in the population dying out. Organotin compounds bind very firmly to particles in sediment and could have a very long half-life, affecting the aquatic environment over a considerable period of time. People could also be exposed to contaminants at boatyards while working on their boats.

At yards used for storing pleasure boats, contamination from organotin compounds, copper, zinc and lead often occurs in a thin, superficial layer of soil. The contaminants are frequently spread heterogeneously over a particular area, although there could also be hotspots of hydrocarbons deriving from oil, as well as glycol, solvents and other substances. A number of older boatyard investigations reveal that organotin compound levels are considerably higher than the maximum permissible levels issued by the Swedish Environmental Protection Agency, and there is a potential risk to the environment and human health.

Samples ought to be taken that represent sub-areas with relatively homogeneous properties, and the depths to which it is suspected contamination has spread. Generally, the sub-areas ought to be determined with account taken of the spread and exposure situation at different parts of the site. Even the type, scope and extent of the work carried out ought to be taken into consideration when determining the sub-areas. Manual sampling of surface soil can be employed. Considerable experience is required to plan and carry out environmental land assessments.

This publication includes a strategy to help the regulatory authorities to decide on the order of priority when determining which sites ought to be investigated or remediated. In a desk study, readily accessible activity data is studied in order to identify sites with high contamination potential. In phase 1 of the investigation, an environmental land assessment is made with a relatively low level of ambition and for the sole purpose of confirming that the soil is actually contaminated by organotin compounds, copper, zinc and lead. The ensuing soil sampling process involves taking horizontal cluster samples (thin layers) from the sub-areas. In phase 2 of the investigation, a supplementary assessment of the soil and surface water and/or drainage water is conducted with the aim of demarcating the contaminated area, carrying out a risk analysis of the site, and determining the need for remediation. The investigation could proceed to phase 3 depending on the measures that may be required at the site in question.

General maximum permissible levels have been issued by the Swedish Environmental Protection Agency for organotin compounds (TBT, DBT, MBT), diuron, Irgarol and metals in soil. Site prioritisation may be necessary on grounds other than the contaminant content exceeding the maximum permissible levels, as there could be a large number of sites with a high contaminant content. This publication includes matrices that can be used to group the storage sites based on the prioritisation outcome. The matrices could be employed at an early stage to determine which sites should be investigated first, and at a later stage to decide which sites will undergo remediation. The matrices result in a three-level site classification: high-priority sites, sites where investigation or measures could be put on hold, and low-priority sites.

Contaminants from bottom paints are spread continuously from boat hulls into the soil and then into surface water and sediment. Measures ought to be taken as early as possible in this contamination chain. Land-related measures can be implemented in stages. The most serious risks can be addressed by removing heavily contaminated materials or by imposing restrictions at the site in question. Relatively simple yet effective measures for these sites include excavation of superficially contaminated soil, and surface water treatment using sedimentation.

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Länsstyrelsen i Västra Götalands län har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att ta fram tillsynsvägledning samt faktablad för förorenade områden vid uppställningsplatser för fritidsbåtar. Uppdragsarbetet har skett i samverkan med SGI. Länsstyrelsen i Västra Götalands län har tidigare låtit utföra ett flertal undersökningar av förorenade områden vid uppställningsplatser för fritidsbåtar. Även andra aktörer har gjort liknande utredningar, se denna publikations referenslista.

Länsstyrelsen har initierat två uppdrag som löpt parallellt. Båda ska ge vägledning till tillsynsmyndigheter, det ena beträffande teknik och det andra beträffande juridiska frågor som gäller förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar. I denna publikation beskrivs hur förorening i mark på båtuppställningsplatser kan hanteras vid undersökning, bedömning och åtgärder (avhjälpandeåtgärder). Framförallt behandlas de aspekter som är specifika för båtuppställningsplatser och föroreningar från båtbottnfärger. Det andra uppdraget (SGI, 2018) behandlar reglerna om ansvar för förorenade områden. Det är ofta föreningar, privatpersoner eller mindre bolag som är ansvariga för föroreningar vid båtuppställningsplatser och därför beskrivs särskilt hur dessa aktörers ansvar ser ut.

Uppdraget fokuserar på föroreningar i marken vid uppställningsplatser för fritidsbåtar, alltså inte undersökningar och åtgärder av exempelvis båtskrov, sediment och ytvatten. Det är oftast mer optimalt ur såväl miljö- som kostnadssynpunkt att åtgärda en förorening i markytan vid källan än att åtgärda föroreningar som läckt ut till ytvatten och sediment. Självfallet är det väsentligt att man sätter in åtgärder så tidigt som möjligt i spridningskedjan för att undvika återkontaminering genom att exempelvis hindra föroreningsläckage från båtarna till marken vid uppställningsplatsen. Vad gäller information om åtgärder på båtar se Kapitel 6.

Vid tillsynsmyndigheternas hantering av förorenade områden vid uppställningsplatser för fritidsbåtar uppkommer ett antal komplikationer som är specifika för just sådana platser. Exempel på sådana komplikationer är att provtagning enligt allmän vedertagen metodik kan ge vilseledande resultat, halterna är nästan uteslutande en eller flera tiopotenser högre än generella riktvärden samtidigt som kontinuerlig tillförsel av föroreningar sker och verksamhetsutövarna är ofta föreningar med små möjligheter att bekosta undersökningar och åtgärder. Genom detta projekt förväntas kunskapsläget höjas kring hantering av just denna typ av verksamhet och de föroreningar som är typiska på objekten.

1.2 Målgrupper

Primär målgrupp för denna publikation är handläggare vid kommunala miljöförvaltningar och länsstyrelserna. Materialet ska kunna användas som stöd vid krav på utredningar och åtgärder av förorenade områden vid uppställningsplatser för fritidsbåtar. Publikationen kan dock även användas av andra än tillsynsmyndigheter, till exempel konsulter och verksamhetsutövare.

Även tre faktablad har tagits fram för att utgöra informationsunderlag med verksamhetsutövare (till exempel båtklubbar) som målgrupp. Faktabladen behandlar undersökningar, riskförebyggande åtgärder samt marksanering.

1.3 Syfte och mål

Publikationen är avsedd att användas som ett stöd vid initiering av undersökningar och åtgärder, vid granskning av provtagningsplaner, undersökningsrapporter, riskbedömningar och åtgärdsutredningar samt vid genomförande av åtgärder på jord och dagvatten vid uppställningsplatser på land för fritidsbåtar.

I publikationen beskrivs lämpliga strategier och tillvägagångssätt vid undersökningar, riskbedömningar, åtgärdsutredningar, riskvärderingar och åtgärder. I detta innefattas beskrivning av undersökningsmetodik, provtagningsstrategi, omfattning och val av ämnen för analys, riskbedömning baserat på generella riktvärden från Naturvårdsverket (2016a), bedömning av rimlig åtgärdsnivå samt lämpliga åtgärdsalternativ utifrån olika föroreningsnivåer och lokala förhållanden som förutsättningar för såväl akuta som långsiktiga åtgärder. Fokus för projektet har varit att utredningar och åtgärder ska utföras på en tekniskt/metodmässigt lämplig nivå som dessutom, om möjligt, är ekonomiskt rimlig att utföra för verksamhetsutövaren.

1.4 Avgränsning

Publikationen berör inte undersökningar och åtgärder av båtskrov, ytvatten och sediment och är därför inte tillämplig för sådana frågeställningar. Det är dock viktigt att hindra spridning från båtskroven till marken, se vidare i broschyr från Transportstyrelsen (2017). Denna publikation behandlar enbart båtuppställningsplatser på land, andra delar av hamnverksamheten, till exempel undersökningar av ytvatten och sediment, berörs därför inte.

Publikationens fokus är undersökning och åtgärder av mark vid uppställningsplatsen så att spridning till ytvatten och sediment i förlängningen kan minska. Vissa avsnitt i publikationen kan vara användbara även i situationer som den inte i första hand är utformad för. I sådana fall är det upp till läsaren att bedöma lämpligheten i att använda publikationens rekommendationer.

1.5 Litteratur

Det finns ett flertal rapporter med vägledningsmaterial från Naturvårdsverket och andra organisationer som beskriver hur man planerar och utför undersökningar av mark och grundvatten, hur man utför riskbedömningar och riskvärderingar inför val av efterbehandlingsåtgärd. Exempel på sådana rapporter framgår av rutan nedan.

Mer att läsa

- Naturvårdsverket, 1999, Metodik för inventering av förorenade områden, Rapport 4918
- Naturvårdsverket, 2009a, Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning, Rapport 5976
- Naturvårdsverket, 2009b, Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning, Rapport 5977
- Naturvårdsverket, 2009c, Att välja efterbehandlingsåtgärd, En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål, Rapport 5978
- Naturvårdsverket, 2016a, Uppdaterat beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark, www.naturvardsverket.se

Denna publikation är ett komplement till ovanstående vägledningar. Därför beskriver denna publikation inte utredningsmoment i detalj utan fokuserar på påverkande faktorer just för uppställningsplatser för fritidsbåtar och föroreningar som är specifika för denna typ av verksamhet. Exempelvis förklaras inte riskbedömningsmetodik generellt utan i stället beskrivs i publikationen vad man särskilt bör tänka på vid riskbedömning av uppställningsplatser för fritidsbåtar med bland annat hänsyn till aktuella ämnen och platsernas lokalisering vid känsliga omgivningar (grunda vikar med till exempel ålgräsängar och yngelplatser).

Litteratur som berör förorenade områden vid uppställningsplatser för fritidsbåtar, och som har utgjort ett underlag för denna publikation, framgår av referenslistan.

2. Branschhistorik

Sverige har lång kust och många insjöar. Enligt Transportstyrelsen (2016) finns det omkring 800 000 fritidsbåtar i landet. Många av dessa båtar förvaras vintertid på båtuppställningsplatser.

Båtuppställningsplatser finns längs med kuster och vid insjöar och vattendrag. De är ofta belägna i direkt anslutning till vattnet, men kan ibland finnas en bit därifrån beroende på till exempel platsbrist vid stranden eller att en mer lämplig plats för båtuppställning har använts. På båtuppställningsplatserna har man utfört underhåll av fritidsbåtar, som tvättning, skrapning, blästring och målning av skrov, konservering av motorer i glykol samt tjärning (träbåtar). Det kan även ha förekommit polering, vaxning, lackning, limning, tätning med flera andra aktiviteter inklusive mer nya tekniker som exempelvis omfattar teflon, nanoteknik och mikroplaster. Underhåll av skrov kan ha gett upphov till ett antal olika föroreningar. Färgrester har spridits på området, troligen främst i form av gammal färg som tagits bort från båtskroven, se Figur 2-1, men också i viss utsträckning vid målning.

Ett syfte med båtbottnfärger är att förhindra påväxt, vilket gör att de innehåller ämnen som är toxiska för vattenlevande organismer. Vilka dessa ämnen är har varierat över tid. Koppar, zink, bly, kvicksilver, PCB (polyklorerade bifenyler), TBT (tributyltenn), diuron och Irgarol är exempel på sådana ämnen. På västkusten är problemet med påväxt större än på ostkusten och i inlandsvatten, varför innehållet i färgerna även kan ha varierat geografiskt. De nyare båtbottnfärgerna har konstaterats släppa ifrån sig mikroplaster (IVL, 2016) men konsekvenser av det är i nuläget okända. Olika oljeprodukter har hanterats, dels i form av bränsle till motorerna och dels för underhåll och smörjning av rörliga delar. Bly kan också härröra från batterier och kvicksilver från elektriska brytare. I båtbottnfärger kunde PCB förekomma (upp till 1 %) för sina mjukgörande egenskaper. På 1980-talet ersattes PCB av klorfenoler men dessa ämnen förbjöds under slutet av årtiondet. Lösningssmedel kan ha använts vid rengöring. I nuläget finns troligen miljöstationer för färgrester, spillolja och andra kemikalier på de flesta uppställningsplatser. Historiskt kan dock förbränning av sådant avfall ha skett, vilket kan ha orsakat föroreningar.



Figur 2-1 Båtskrov med gamla färgrester. Foto: Helena Branzén, SGI.

Således har ett stort antal ämnen av varierande typ och med vitt skilda egenskaper använts vid denna typ av objekt. I Tabell 2-1 presenteras en sammanställning av ämnen och ämnesgrupper som potentiellt kan tillföras markytan under olika tidsperioder. Detta avgörs av om ämnena använts under den aktuella perioden eller om de använts tidigare och kan frigöras från till exempel båtbottnar. Vissa ämnen, såsom oljor, PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och några metaller kan misstänkas finnas på områdena, oavsett under vilken tidsperiod de använts som båtuppställningsplats. Många av de ämnen som listas i tabellen är persistenta (svårnedbrytbara), vilket gör att de kan förekomma på platsen under lång tid efter att användningen upphörde. Att ämnena tillförs marken från båtbottnar som rengörs (tvättas, skrapas och blåstras) gör också att ett område kan förorenas av dessa ämnen efter att de förbjudits. Att ett område tagits i drift som båtuppställningsplats i ett sent skede är därmed inte en garanti för att ämnena inte förekommer och kan inte användas som argument för att begränsa undersökningens omfattning.

Tabell 2-1 Sammanställning av potentiell tillförsel av föroreningar till markytan under olika tidsperioder. Mörk röd färg indikerar stor omfattning. Ljus röd färg anger mindre omfattning. Tabellen är modifierad från Miljösamverkan Halland och Miljösamverkan Västra Götaland (2017).

	-1950	1960	1970	1980	1990	2000-
Koppar						
Zink						
Bly						
Kvicksilver						
Organiska tennföreningar						
Diuron						
Irgarol						
PAH						
PCB						
Olja						
Glykol						

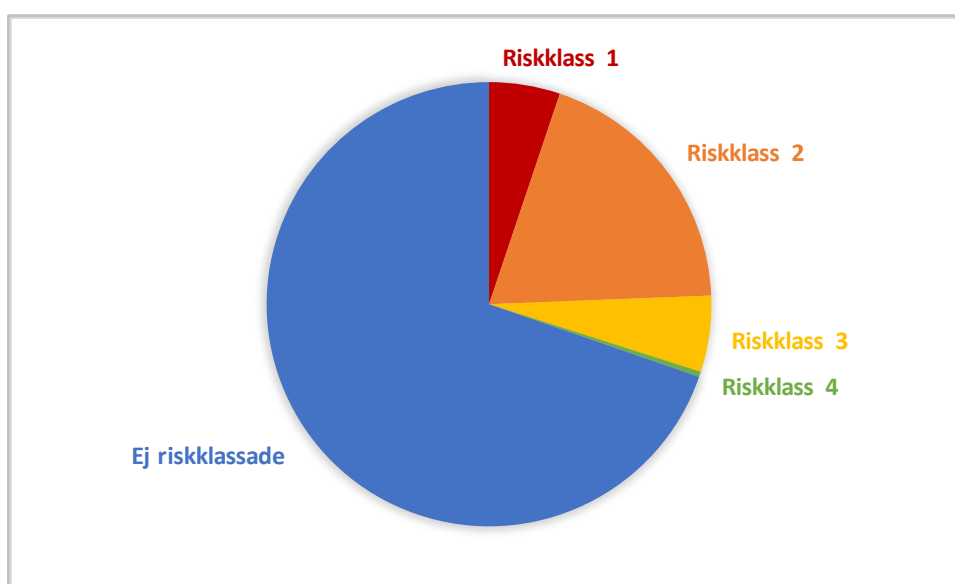
Sammanfattning av Kapitel 2

- Båtbottenfärger syftar till att förhindra påväxt och innehåller persistenta ämnen som är toxiska för vattenlevande organismer. Vilka ämnen som ingått i färgen har varierat genom åren. Exempel på ämnen är metaller, PCB, organiska tennföreningar, diuron och Irgarol.
- På uppställningsplatser för fritidsbåtar utförs underhåll såsom tvättning, skrapning, blästring och målning av båtskrov och då sprids färgrester inom området.

3. Föroreningsproblematik

3.1 Riskklasser enligt MIFO

Det finns ingen uppskattning av hur många uppställningsplatser för fritidsbåtar det totalt finns i Sverige. Figur 3-1 visar hur hittills inventerade hamnar för fritidsbåtar (cirka 1 000 stycken) fördelar sig mellan riskklasserna enligt metodik för inventering av förorenade områden, MIFO (Naturvårdsverket, 1999). Inventeringen av branschen har skett i olika utsträckning i olika län. Många av objekten har ännu inte riskklassats. För dem anges branschklass. Branschen "Hamnar – fritidsbåtar" finns i branschklass 2 (Naturvårdsverket, 2011). Länsstyrelsernas inventeringsarbete 2000-2015 omfattade nedlagda verksamheter. Många objekt i branschen "Hamnar – fritidsbåtar" är pågående verksamheter. Bland de som riskklassats har merparten (cirka 200 stycken) förts till riskklass 2, medan ungefär 50 stycken vardera ligger i riskklass 1 respektive 3 (utdrag ur EBH-stödet 2017-07-21). Ett fåtal objekt har bedömts tillhöra riskklass 4. Flera länsstyrelser ser för närvarande över och kompletterar sina inventeringar av denna bransch, vilket gör att fördelningen i diagrammet snabbt kan ändras. I riskklassningen benämns gruppen "Hamnar – fritidsbåtar", men i praktiken rör det sig om båtuppställningsplatser på land.



Figur 3-1 Fördelning av inventerade objekt i branschen "Hamnar – fritidsbåtar" mellan riskklasserna och inte riskklassade. Figuren innefattar objekt där branschen "Hamnar – fritidsbåtar" är antingen primär eller sekundär bransch. Utdrag ur EBH-stödet 2017-07-21.

3.2 Organiska tennföreningar i miljön

Bland de föroreningar som nämnts i Kapitel 2 är det ofta organiska tennföreningar som är dimensionerande förorening vad gäller risk, varför ämnesgruppen beskrivs mer ingående här. Organiska tennföreningar har visat sig vara mycket toxiska för marina organismer där de kan påverka hormonbalansen (Magnusson et al., 2005; Strand, 2000; 2001; 2002; 2003; 2004). Ämnena orsakar imposex hos en del typer av snäckor, vilket innebär att det hos honorna bildas manliga könsdelar, eller intersex som innebär att kvinnliga könsdelar omvandlas till manliga. Båda dessa förändringar kan i sin tur, hos vissa arter, leda till att honorna blir sterila och att populationen försvinner lokalt. Ämnena kan också leda till andra skador, till exempel misstänker man att TBT var orsak till stora skador på ostronodlingar i Frankrike och England på 1980-talet (Magnusson et al., 2005).

TBT binder mycket hårt till partiklar i sediment och har därmed lång halveringstid i sedimenten. I kallt klimat har Viglino et al. (2004) noterat halveringstider på cirka 8 år i ytliga sediment och upp till 80 år djupare ner i syrefattiga sediment. I biologisk vävnad och i vatten är halveringstiden betydligt kortare; för snäckor kan det röra sig om 2-3 månader och för vatten några dagar till veckor (Magnusson et al., 2005). Därmed kan kvoten mellan TBT (tributyltenn) och summan av dess nedbrytningsprodukter DBT (dibutyltenn) och MBT (monobutyltenn) användas för att bedöma om halterna i vävnad beror på exponering som skett nyligen eller längre tillbaka. Ovan beskrivna slutsatser gäller effekter i vattenmiljö. I databladet för organiska tennföreningar som ligger till grund för de generella riktvärdena (Naturvårdsverket, 2016b) ges en kortfattad sammanställning av ekotoxikologiska data för marklevande organismer. Man anger att daggmack är känslig för TBT och att mus är en känslig art högre upp i näringskedjan. För DBT och MBT anges att underlaget är begränsat.

Som tidigare nämnts kan människor exponeras för föroreningar på båtuppställningsplatser vid arbete och underhåll av båtar. Underhåll av fritidsbåtar är en aktivitet där man kan tänka sig att hela familjen inkluderas. Kanske tillbringar man en hel dag, inklusive måltider, på uppställningsplatsen. Därmed tillhör även barn de exponerade grupperna. I områden där det är ont om utrymme, till exempel storstadsområden eller turistorter, kan båtuppställningsplatserna nyttjas för andra ändamål under sommaren då båtarna ligger i vattnet. Den stora, ofta grusade eller asfalterade, ytan ger möjlighet att arrangera hamnfestivaler eller anlägga tillfälliga fotbollsplaner och lekplatser. Detta medför en ökad risk för exponering, även bland barn. Vad gäller styrande exponeringsvägar och haltnivåer för den hälsoriskbaserade delen av de generella riktvärdena (MKM), se Avsnitt 3.6.



Figur 3-2 Upplagd fritidsbåt i väntan på underhåll. Foto: Helena Branzén, SGI

3.3 Förbud

Förbud mot båtottenfärger som innehåller organiska tennföreningar kom först i Frankrike (1982) och England (1987), därefter i Sverige och Norge (1989) (Magnusson et al., 2005). Åtminstone det svenska förbudet gällde båtar kortare än 25 m. Under 2003 förbjöd EU användning av sådana färger på alla båtar och fartyg registrerade i medlemsstaterna och från 1 januari 2008 får fartyg som för en medlemsstats flagg eller anlöper en medlemsstats hamn inte ha organiska tennföreningar på skroven såvida de inte är täckta med en beläggning som hindrar dem från att läcka ut (Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 782/2003).

3.4 Allmänt om föroreningsituationen

3.4.1 Halter i jord

Erfarenhetsmässigt kan sägas att problemet med förorenade båtuppställningsplatser är stort eftersom de förekommer i många kommuner (med hav och insjöar) och att föroreningsituationen generellt är mycket allvarlig med halter långt över generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2016a). Karakteristiskt för föroreningar vid båtuppställningsplatser är att organiska tennföreningar och metaller ofta förekommer relativt ytligt och är heterogent fördelade över områdets yta. Det beror på att marken förorenas av damm och flagor från gamla färglager vid skrapning, slipning och blästring samt av spill vid målning.

Dessutom kan det förekomma hotspots av exempelvis oljekolväten, glykol och lösningsmedel.

Att föroreningar är heterogent spridda över hela båtuppställningsplatsen kan utläsas i exempelvis en rapport från ITM vid Stockholms universitet (Eklund & Eklund, 2011) med en sammanställning av utförda undersökningar i svenska kustkommuner där man studerat underlag från undersökningar av 34 båtuppställningsplatser. Baserat på dessa undersökningar konstateras att platserna i allmänhet är mycket förorenade vad gäller såväl metaller (koppar, zink, bly, kvicksilver och kadmium) som organiska föreningar (organiska tennföreningar, PAH och PCB). Rapporten visar även att halterna generellt är betydligt högre i ytliga prover än i djupare.

Baserat på bland annat ovanstående erfarenheter kan konstateras att föroreningarna vid en uppställningsplats för fritidsbåtar ofta är belägna i ett relativt tunt ytskikt från markytan ner till ett djup på 0,2-0,3 m men extremt heterogent fördelade över områdets yta (Miljösamverkan Halland/Västra Götaland, 2017).

3.4.2 Osäkerheter

Den stora variationen i föroreningshalter kan ha flera orsaker. Exempelvis kan typ av aktivitet (såsom upptagningsplats, slip, varv, motorhantering, uppställningsplats) som förekommit vid aktuell provpunkt samt hur länge verksamheten funnits på en plats ha betydelse. En annan viktig aspekt är huruvida det förekommit tidigare markarbeten inom det aktuella området eller om området fyllts ut med andra jordmassor. Vidare kan de olika verksamheterna flyttats runt inom uppställningsplatsen. Det är också viktigt att ha i åtanke att de studerade undersökningarna (Eklund & Eklund, 2011) är utförda av olika aktörer, med olika syften samt med olika provtagningsstrategi och omfattning. När det gäller provtagningsstrategi har framförallt två aspekter noterats som kan leda till att resultaten blir missvisande. Den första är att undersökningarna vanligtvis utförts genom uttag av ett fåtal små enskilda prover. Eftersom föroreningshalten varierar kraftigt på båtuppställningsplatser så leder detta förfarande till stora osäkerheter. Den andra är att proverna ofta representerar intervallet 0-0,5 m under markytan i en enskild punkt vilket kan inkludera både kraftigt förorenad och mindre förorenad jord. I de fall man vill karakterisera den ytligaste, kraftigt förorenade jorden kan detta leda till en missvisande bild av föroreningsnivån. Det är mycket vanligt att jordprover tas ut för intervallet 0-0,5 m under markytan, men det är inte optimalt vid båtuppställningsplatser. Ytterligare en aspekt som ger en osäkerhet i uppmätta halter, är att föroreningen ofta förekommer i färgflagor som avlägsnats från båtbottnarna. Vid laboratorieanalys tas en liten mängd prov ut för extraktion och analys. Om färgflagor råkar hamna i analysprovet eller inte kan få stor betydelse för den halt som uppmäts.

3.4.3 Spridning via vatten

Det är påvisat att det fortfarande pågår en spridning av organiska tennföreningar till naturmiljön (Miljösamverkan Halland/Västra Götaland, 2017). Den dominerande spridningsvägen från båtuppställningsplatser till den marina miljön är sannolikt dagvatten (nederbörd som för med sig partiklar). Partiklar innefattar jord till vilken föroreningar finns

bundna, slip- och blästringsdamm samt färgflagor. I framförallt färgflagorna bedöms föroreningen vara hårt bunden i stor mängd, och denna förorening kan på sikt bli tillgänglig för miljön. Översvämningar kan innebära ökad spridning av jordpartiklar och föroreningar. Klimatförändringen kan ha betydelse för frekvensen av översvämningar.

Någon sammanställning av erfarenheter av grundvattenundersökningar vid uppställningsplatser för fritidsbåtar har inte påträffats i arbetet med denna publikation. Troligen har få provtagningar och analyser av grundvatten utförts vid sådana platser. Grundvattenspridningen (dvs. spridningen med från mark via grundvatten till ytvatten) är svår att uppskatta, på grund av bristfälligt underlag beträffande förekomst i vattenfas, nedbrytningstid och transporttid från mark till ytvatten (Bengtsson & Wernersson, 2012). Kvantifiering av spridning av organiska tennföreningar i grundvatten är därmed ett utvecklingsområde för framtiden.

3.5 Markanvändning

Markanvändningsscenariot vid uppställningsplatser för fritidsbåtar är så gott som alltid att betrakta som mindre känslig markanvändning (MKM) eftersom det handlar om verksamhet som kan liknas vid lättare industri. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (2009a) antas de exponerade grupperna vid MKM-områden vara personer som vistas på området under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas tillfälligt på området.

Om området planeras för bostadsbebyggelse eller annan användning som snarare motsvarar känslig markanvändning (KM) måste anpassningar göras. Som tidigare nämnts används ibland uppställningsområdena till andra ändamål sommartid. I de fall detta innebär att barn och vuxna vistas på området i annan omfattning än vad som överensstämmer med MKM-scenariot, behöver detta beaktas i bedömningarna. Vid scenariot för MKM beaktas exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt med jord eller damm, inandning av damm samt inandning av ånga. För MKM-scenariot antas att intag av växter samt intag av dricksvatten inte sker på det förorenade området, men för KM beaktas dessa exponeringsvägar. Vidare antas att även de känsligaste grupperna av människor kan vistas på området och antagen vistelsetid är längre än vid MKM.

3.6 Generella riktvärden och styrande exponeringsvägar

I Tabell 3-1 anges generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 2016a) för ämnen som vanligtvis kan förekomma vid båtuppställningsplatser. För varje riktvärde finns en eller flera styrande spridnings- eller exponeringsvägar som i hög grad påverkar riktvärdet. Det kan noteras att för samtliga ämnen i tabellen är skydd av miljön (mark, grundvatten samt ytvatten) styrande, förutom för kvicksilver där hälsoriskerna (inandning av ånga) är styrande. I beräkningarna (Naturvårdsverket, 2016a) förutsätts inomhusvistelse för inandning av ånga. I praktiken är det tveksamt om inandning av kvicksilverångor utomhus på en uppställningsplats är relevant, men om det finns byggnader eller tälthallar kan exponeringsvägen behöva beaktas. I tabellen anges också vilken av exponeringsvägarna som har störst betydelse för exponering av människor.

Tabell 3-1 Generella riktvärden för MKM (Naturvårdsverket, 2016a). Styrande spridnings-/exponeringsväg är markerad med färg. För den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet anges styrande exponeringsväg. Riktvärdena anges i mg/kg TS.

	MKM	Skydd av markmiljö	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Hälsoriskbaserat	Styrande exponeringsväg
TBT	0,3	1,3	7,5	0,32	16	Inandning av ånga
DBT	5	30	4,7	28	45	Inandning av ånga
MBT	0,8	30	0,83	19	40	Inandning av ånga
Diuron	0,08	0,6	0,075	6,5	760	Intag av jord
Irgarol	0,015	0,015	0,13	0,14	40 000	Intag av jord
Koppar	200	200	1 400	2 400	96 000	Inandning av damm
Zink	500	500	2 800	9 600	160 000	Intag av jord
Bly	400	400	420	3 600	600	Intag av jord
Kvicksilver	2,5	10	7	2,4	2,4	Inandning av ånga
Kadmium	12	12	23	16	64	Intag av jord

3.7 Uppmätta halter

I tabeller i detta avsnitt redovisas analysresultat från några undersökningar vid uppställningsplatser för fritidsbåtar på västkusten samt exempel på undersökningar från en kommun på ostkusten och ett fåtal exempel från inlandsvatten. Presenterade halter i tabellerna nedan visar att förorening förekommer halter som överstiger riktvärdet på uppställningsplatser och att dessa objekt kan vara en betydande källa till förorening som kan nå både miljön och människor. Sammanställningen av data visar också att problemet finns både längs med kusterna och vid inlandsvatten. Tabellerna visar däremot inte omfattningen eller den geografiska utbredningen. Undersökningarna är gjorda vid ett begränsat antal områden (huvudsakligen Stenungsund och Göteborg på västkusten, Österåker på ostkusten samt vid Väneren och längs med älvar i inlandet) och kan inte antas representera hela landet. Undersökningarna är även gjorda av olika utförare, med olika provtagningsstrategier, under olika provtagningssäsonger och det är okänt om olika analysmetoder har förekommit, vilket också innebär att de inte kan antas representera samtliga båtuppställningsplatser. Det är exempelvis vanskligt att dra slutsatser för hela ostkusten med dess stora skillnader i exempelvis salthalt, temperatur med mera. Även vid inlandsvatten varierar förhållandena.

Halterna i tabellerna är sannolikt en underskattning av halterna i det översta och förmodat förorenade skiktet, eftersom en del av provtagningarna utförts som samlingsprover på djupet.

I Tabell 3-2 redovisas en sammanställning av resultaten från ett urval undersökningar som utförts på båtuppställningsplatser vid västkusten. Undersökningarna är hämtade från Sweco (2003), Länsstyrelsen i Västra Götaland & Havs- och vattenmyndigheten (Bengtsson & Wernersson, 2012) samt opublicerade data från Länsstyrelsens undersökningar i Stenungsund (daterade 2012, erhållna från Länsstyrelsen). Eklund & Eklund (2011) redovisar en sammanställning av tidigare utförda undersökningar, se Avsnitt 3.4.1. Dessa värden har inte inkluderats i sammanställningen nedan, då de är presenterade på sådant sätt att de inte kan bearbetas statistiskt tillsammans med övriga värden. De halterna är i nivå med de som sammanställts här, och bekräftar därmed bilden av föroreningssituationen. I Tabell 3-3 sammanställs resultat från undersökningar utförda på ostkusten. Samtliga undersökningar är utförda i Österåkers kommun och har erhållits från kommunens miljö- och hälsoskydds-enhet (Goicoechea Feldtmann, 2017). Resultat från undersökningar vid båtuppställningsplatser belägna vid inlandsvatten presenteras i Tabell 3-4. Data har erhållits från Länsstyrelsen i Jämtlands län (utdrag ur EBH-stödet, 2017-09-13) och Kristinehamns kommun (Sweco, 2014a; 2014b). Eftersom det rör sig om olika undersökningar varierar parametrarna i tabellerna. Vid medelvärdesberäkningen i tabellerna har halter under rapporteringsgränsen satts lika med rapporteringsgränsen. Det kan medföra en viss överskattning av beräknade värden, speciellt för kvicksilver och kadmium eftersom de ofta förekommer under rapporteringsgränsen.

Det kan konstateras att för undersökningar gjorda på västkusten är både medelvärden och 90-percentiler betydligt högre än Naturvårdsverkets generella riktvärden (MKM) för TBT, DBT och MBT. För TBT överskrider 90-percentilen även den hälsoriskbaserade delen av det generella riktvärdet (MKM). För prover tagna på ostkusten överskrider medelvärdet och 90-percentilen för TBT samt 90-percentilen för MBT de generella riktvärdena (MKM). 90-percentilen för TBT överstiger den hälsoriskbaserade delen av det generella riktvärdet (MKM). För prover tagna vid inlandsvatten är medelvärdet och 90-percentilen för TBT och 90-percentilen för MBT högre än generella riktvärden (MKM). Dessa data visar att halterna av organiska tennföreningar är höga vid båtuppställningsplatser både på västkusten och ostkusten, vilket gör att risker för miljön och människors hälsa inte kan uteslutas. Även vid inlandsvatten förekommer dessa ämnen i halter som kan innebära risker, framförallt för miljön. Använt underlag för inlandsvatten är litet och spretigt, vilket gör att långtgående slutsatser om till exempel halter och variation, inte kan dras.

För diuron och Irgarol är dataunderlaget mycket begränsat. Det kan ändå noteras att Irgarol förekommer i halter som kraftigt överstiger det generella riktvärdet för MKM, vid båtuppställningsplatser på västkusten.

När det gäller metaller ger sammanställningen en likartad bild för väst- och ostkusten. Koppar och zink påträffas frekvent i halter högre än de generella riktvärdena (MKM), men inte i så höga halter att hälsorisker kan förväntas. I prover tagna på västkusten har bly och kvicksilver påträffats i halter som överstiger den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet. För båtuppställningsplatser vid inlandsvatten är halterna lägre. Koppar, zink och bly förekommer i halter högre än de generella riktvärdena vid inlandsvatten och för bly överskrider maxhalten den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet.

Halter av PAH-H och PCB har uppmätts i halter som över det generella riktvärdet (MKM) vid inlandsvatten. Även på ostkusten har PCB uppmätts i halter över riktvärdet. I dessa fall har ett enstaka mycket högt värde bidragit till det höga medelvärdet.

Tabell 3-2 Sammanställning av analysresultat från undersökningar utförda på båtuppställningsplatser vid västkusten. Gul markering innebär att halten överskrider det generella riktvärdet för MKM, medan röd markering innebär att halten är över den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet. Vid medelvärdesberäkningen har halter under rapporteringsgränsen satts lika med rapporteringsgränsen. Antal analyser avser totalt antal laboratorieanalyser som ingår i underlaget. Antal objekt avser antalet undersökta uppställningsplatser för fritidsbåtar som ingår i underlaget. Riktvärden och halter anges i mg/kg TS.

	Antal analyser	Antal objekt	Medel	90-per-centilen	MKM	Hälsorisk-baserat
TBT	13	13	14,8	35,0	0,3	16
DBT	8	8	10,1	21,8	5	45
MBT	8	8	5,8	11,7	0,8	40
Diuron	0	0			0,08	760
Irgarol	8	8	5,8	12,9	0,015	40 000
Koppar	25	14	1 439	4 224	200	96 000
Zink	25	14	871	1 902	500	160 000
Bly	20	9	336	827	400	600
Kvicksilver	20	9	1,1	1,42	2,5	2,4
Kadmium	20	9	0,28	0,49	12	64

Tabell 3-3 Sammanställning av analysresultat från undersökningar utförda på båtuppställningsplatser vid ostkusten. Gul markering innebär att halten överskrider det generella riktvärdet för MKM, medan röd markering innebär att halten är över den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet. Vid medelvärdesberäkningen har halter under rapporteringsgränsen satts lika med rapporteringsgränsen. Antal analyser avser totalt antal laboratorieanalyser som ingår i underlaget. Antal objekt avser antalet undersökta uppställningsplatser för fritidsbåtar som ingår i underlaget. Riktvärden och halter anges i mg/kg TS.

	Antal analyser	Antal objekt	Medel	90-per-centil	MKM	Hälsorisk-baserat
Organiska tennföreningar	31	13	21,7	47,9	0,5	19
TBT	36	13	11,4	22,3	0,3	16
DBT	36	13	1,4	4,1	5	45
MBT	36	13	7,6	1,7	0,8	40
Koppar	42	14	545	1 390	200	96 000
Zink	42	14	820	1 590	500	160 000
Bly	42	14	111	339	400	600
Kvicksilver	19	14	0,45	1,9	2,5	2,4
Kadmium	42	14	0,22	0,25	12	64
PAH-L	7	5	0,19	0,31	15	170
PAH-M	7	5	1,2	3,2	20	21
PAH-H	7	5	1,6	4,4	10	177
PCB7	5	3	0,55	1,6	0,2	0,26

Tabell 3-4 Sammanställning av analysresultat från undersökningar utförda på båtuppställningsplatser vid inlandsvatten. Gul markering innebär att halten överskrider det generella riktvärdet för MKM, medan röd markering innebär att halten är över den hälsoriskbaserade delen av riktvärdet. Vid medelvärdesberäkningen har halter under rapporteringsgränsen satts lika med rapporteringsgränsen. Antal analyser avser totalt antal laboratorieanalyser som ingår i underlaget. Antal objekt avser antalet undersökta uppställningsplatser för fritidsbåtar som ingår i underlaget. Riktvärden och halter anges i mg/kg TS.

	Antal analyser	Antal objekt	Medel	90-percentil	MKM	Hälsorisk-baserat
TBT	25	4	0,54	1,1	0,3	16
DBT	26	4	0,19	0,82	5	45
MBT	25	4	0,13	3,14	0,8	40
Koppar	28	4	215	164	200	96 000
Zink	28	4	318	707	500	160 000
Bly	28	4	458	2 111	400	600
Kvicksilver	26	4	0,25	0,41	2,5	2,4
Kadmium	28	4	0,28	0,62	12	64
PAH-L	4	4	0,56	1,2	15	170
PAH-M	5	4	6,35	15,3	20	21
PAH-H	5	4	7,11	16,6	10	177
PCB7	2	2	4,41	7,8	0,2	0,26

I denna publikation berörs, som tidigare nämnts, inte undersökningar av sediment och ytvatten, utan fokus ligger på förorening i mark. Förorening i mark utgör källor till förorening i sediment och ytvatten men är inte de enda källorna. En annan källa är båtskrov i vatten, eftersom många av föroreningarna har förekommit på skroven.

3.8 Konceptuell modell

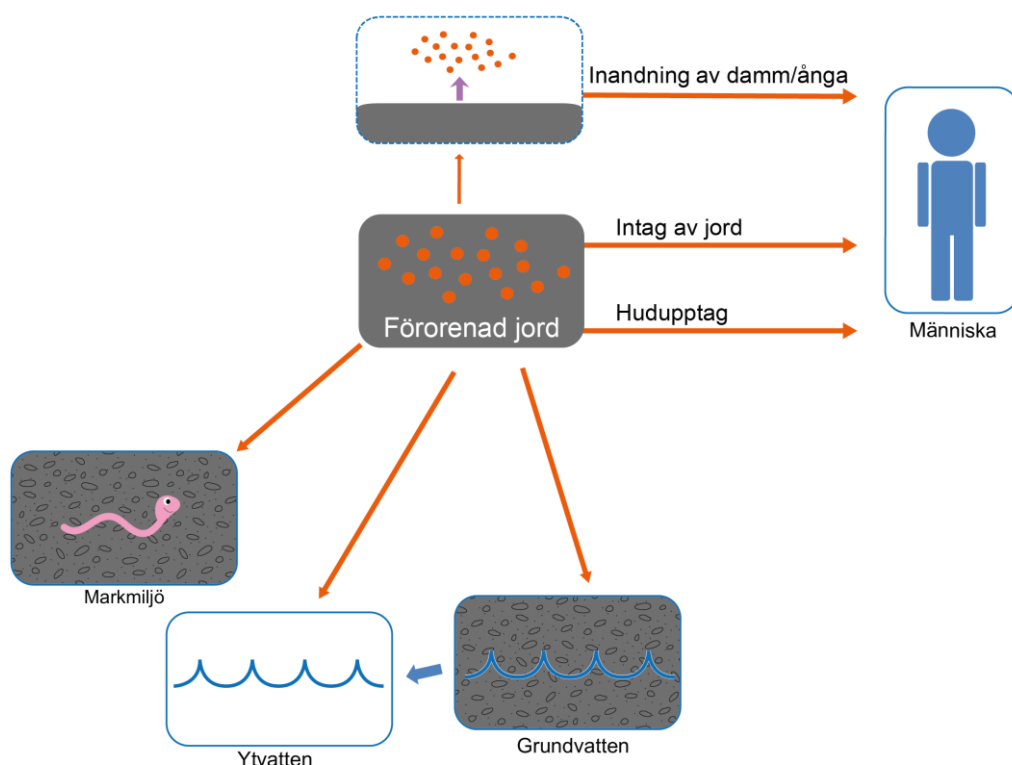
En konceptuell modell utgörs ofta av en illustration i kombination med textbeskrivning av det berörda området: hur det ser ut fysiskt och hur det antas fungera i termer av föroreningskällor, skyddsobjekt, förorenings-spridning, exponering och så vidare (Naturvårdsverket, 2009b). En konceptuell modell utgör tillsammans med undersökningens syfte ett underlag för planering av en miljöteknisk markundersökning och riskbedömning. Den konceptuella modellen bör uppdateras vartefter ny information blir tillgänglig.

Om man tidigt i planeringen av en undersökning känner till den allmänna riskbilden för branschen kan det ge vägledning till hur en provtagningsstrategi bör utformas. Den konceptuella modellen av skyddsobjekt och exponeringsvägar i detta avsnitt kan utgöra en första ansats vid utformning av provtagningsstrategier för enskilda objekt.

Figur 3-3 illustrerar en generell konceptuell modell av skyddsobjekt och exponeringsvägar för båtuppställningsplatser vid mindre känslig markanvändning. Modellen beskriver den förväntade riskbilden för branschen som helhet med hänsyn tagen till att flertalet föroreningar kan förekomma i halter över de generella riktvärdena. Figuren är begränsad till att beakta organiska tennföreningar och metaller eftersom de är dominerande föroreningar. Resonemangen bygger på de generella slutsatserna i Avsnitt 3.6 och 3.7. Vid enskilda objekt kan riskbilden se annorlunda ut.

Det redovisade underlaget indikerar att organiska tennföreningar kan förekomma i halter som medför miljörisker, framförallt för ytvatten och grundvatten. I flera fall kan inte heller hälsorisker uteslutas. För de organiska tennföreningarna är inandning av ånga och damm den styrande exponeringsvägen för människor, men även intag av jord och hudupptag kan bidra till den totala risken. Dock är det sällsynt att det förekommer byggnader på uppställningsplatser i vilka ångor från marken kan ansamlas. Vid underhåll av båtskrov kan inandning av ånga och damm bli en betydande exponeringsväg även utomhus.

Även metaller (koppar, zink, bly och kvicksilver) tycks ofta förekomma i halter som indikerar miljörisker, framförallt för markmiljön. Bly och kvicksilver förekommer ibland i halter som även kan innebära risker för människors hälsa. För bly är nivån för exponering under kort tid som kan leda till effekter på lång sikt den styrande exponeringsvägen. Vad gäller kvicksilver är inandning av ånga den styrande exponeringsvägen. Som tidigare nämnts får denna exponeringsväg mindre betydelse om inga byggnader finns på platsen.



Figur 3-3 Konceptuell modell av skyddsobjekt och exponeringsvägar med allmän riskbild för organiska tennföreningar och metaller vid båtuppställningsplatser vid mindre känslig markanvändning. Vid enskilda objekt kan riskbilden se annorlunda ut.

Modellen är framtagen för MKM-scenariot och för ett generellt fall. Detta gör att om markanvändningen på området inte överensstämmer med det generella scenariot för MKM måste modellen anpassas efter verkliga förhållanden. Det innebär också att den inte kan användas för att avskriva risker på ett område utan föregående utredning. Vid vissa objekt kan det även finnas risker med mera som inte finns medtagna i den generella modellen ovan.

Modellen säger därmed inget om den riskbild som kan råda vid ett enskilt objekt eller om antalet objekt där risker förväntas förekomma. Detta beror på att olika föroreningar kommer att påträffas i olika omfattning beroende på det enskilda objektets historik. Utöver skyddsobjekt och exponeringsvägar ska även platsspecifika förutsättningar som markens beskaffenhet (geologi, hydrologi etc.) och förekomsten av särskilt känsliga skyddsobjekt ingå i den konceptuella modellen. Därför är det av yttersta vikt att en platsspecifik modell tas fram, där exemplet i Figur 3-3 utgör en del.

Sammanfattning av Kapitel 3

- Av hittills inventerade båtuppställningsplatser ligger cirka 80 % inom riskklass 1-2 (mycket stor-stor risk) enligt MIFO-metodiken. För närvarande pågår översyn av riskklassningen vid flera länsstyrelser.
- Organiska tennföreningar i vattenmiljön kan exempelvis leda till att vissa arter blir sterila och att populationen försvinner.
- Organiska tennföreningar binder mycket hårt till partiklar i sediment och kan ha en lång halveringstid och kan därmed påverka vattenmiljön under lång tid.
- Människor kan exponeras för föroreningar på båtuppställningsplatser vid underhållsarbete på båtar. Människor kan även påverkas om båtuppställningsplatserna används till andra ändamål under sommaren.
- Båtbottenfärger som innehåller organiska tennföreningar är numera förbjudna.
- Förorening av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly förekommer ofta i ett relativt ytligt och tunt jordskikt. Föroreningen är ofta heterogent fördelad över områdets yta eftersom den härrör från spridning till marken med damm, flakor och spill från underhåll av båtskrov. Även hotspots av oljekolväten, glykol, lösningsmedel med mera kan förekomma.
- Variationen i uppmätta föroreningshalter kan exempelvis bero på typ av aktivitet, hur länge verksamheten funnits på plats samt på hur jordprov uttagits och hanterats.
- Det pågår än i dag en spridning av organiska tennföreningar till naturmiljön och den dominerande spridningsvägen är sannolikt dagvatten från båtuppställningsplatser till vattenmiljön. Omfattningen av spridning av organiska tennföreningar i grundvatten är i dagsläget svår att uppskatta.
- Markanvändningen vid uppställningsplatser för fritidsbåtar bedöms oftast vara mindre känslig markanvändning (MKM). För flera av de aktuella ämnena är det skydd av miljön (mark, grundvatten, ytvatten) som är styrande.

4. Undersökningar

4.1 Undersökningarnas syfte

Ett grundläggande syfte är ofta att man vill kunna identifiera de jordvolymen som utgör en risk för miljön eller människors hälsa. Därför bör fokus läggas på att provta på ett sådant sätt att föroreningen bekräftas. Vidare är det önskvärt att föroreningen avgränsas, vilket inte alltid är enkelt med tanke på föroreningens heterogenitet. Slutligen bör de förorenade jordvolymerna karakteriseras, dvs. representativa halter tas fram för ett egenskapsområde. Dessa kan användas för att bedöma riskernas storlek. De tre specifika provtagningssyftena (att bekräfta, avgränsa och karakterisera förorening) bör i stort sett alltid beaktas då båtuppläggningsplatser undersöks.

Som framgår av Avsnitt 4.3.2 så har olika undersökningar något olika övergripande syften. I de inledande undersökningarna bör fokus ligga på att bekräfta att förorening finns. Allt eftersom mer information framkommer förskjuts fokus mot avgränsning och karakterisering, för att bättre kunna bedöma riskerna.

4.2 Allmänna rekommendationer

I detta kapitel behandlas planering av undersökningar, provtagningsstrategier, provtagningsmetoder samt analyser. Det har publicerats flera rapporter som redovisar hur man kan planera och genomföra orienterande studier samt översiktliga och detaljerade miljötekniska markundersökningar; se Avsnitt 1.5 för tips på sådan litteratur. Självfallet kan de användas även för denna typ av objekt, varför nedanstående text koncentreras till påverkande faktorer vid uppställningsplatser för fritidsbåtar som avviker från mer generella vägledningar.

Varje uppställningsplats för fritidsbåtar är unik vad gäller lokalisering, geologiska förhållanden, verksamhet, användning av kemikalier, närhet till känslig naturmiljö och kringbopande etc. Vidare kan verksamhetens art, omfattning och lokalisering ha förändrats genom åren. Exempelvis kan en helt annan typ av verksamhet ha funnits på platsen tidigare. Det är med andra ord viktigt att inleda utredningarna med en noggrann inventering av området samt de olika verksamheternas historik. Det är också angeläget att kartlägga om det utförts några större utfyllnader eller andra markarbeten inom området. En sådan inventering kan göras genom studier av äldre kartor och bygglov etc., intervjuer med personer som arbetat och rört sig i området samt studier av flygfoton från olika epoker (kan hämtas från Lantmäteriet).

Många gånger är det båtklubbar, med begränsade ekonomiska tillgångar, som är ansvariga för föroreningarna vid en båtuppläggningsplats (SGI, 2018). Den första undersökningen kan läggas på en ganska låg ambitionsnivå, med syfte att ge en översiktlig bild av föroreningsnivåer av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly i marken. I översiktliga undersökningar kan relativt stora kunskapsluckor behöva accepteras samtidigt som

realistiska kvalitetskrav ändå måste ställas på undersökningarna. Osäkerheterna som accepteras i det första skedet kan minskas successivt genom att öka ambitionsnivån vid krav på fortsatta undersökningar.

Generellt hänvisas till SGF:s fälthandbok (SGF, 2013) som ger råd om utformning av fältundersökningar. Fälthandbokens bilaga 3 handlar om hur man upprättar en provtagningsplan.

Det finns flera viktiga aspekter som måste beaktas då en provtagningsplan för en båtuppställningsplats tas fram. Två av de viktigaste lyfts fram här. Den ena är att föroreningarna förväntas förekomma i tunna skikt nära markytan. Det gör det olämpligt att använda traditionell skruvborrprovtagning eller annan provtagning som späder ut proverna med ren jord i djupled. En annan mycket viktig aspekt är att föroreningen kan vara särskilt koncentrerad i färgflagor och andra partiklar i marken. Det innebär att partikelvariabiliteten kan vara mycket stor, se SGF (2011). Om en färgflaga hamnar i analysprovet eller inte kan få stor påverkan på den uppmätta halten. Därför måste man säkerställa att detta beaktas av analyslaboratoriet. Man kan inte förutsätta att den provberedning som ingår i standardanalyser är tillräcklig utan laboratoriet bör kontaktas och problemställningen beskrivas. På sikt kommer färgflagor i marken att nötas sönder och förorening spridas. Eftersom även den långsiktiga potentialen för föroreningsspridning ska undersökas behöver även färgflagorna ingå i analysen varför eventuellt malning och homogenisering behövs. Det bör diskuteras med laboratoriet.

Hårdgjorda ytor av asfalt kan dölja förorenade skikt i marken. Man bör bedöma om undersökning under hårdgjorda ytor ska ingå i den första undersökningen eller om det kan göras i senare steg i undersökningen. Om uppställningsytan är hårdgjord kan delar av den förorening som tillförs området genom pågående verksamhet spolas bort med ytavrinnande vatten. I sådana fall kan spridningsrisken via ytavrinning vara hög. Dag- och dräneringsvatten kan transportera föroreningar från markytan till omgivningen. I senare undersökningsskeden kan det vara viktigt att provta dagvatten och dräneringsvatten inklusive sediment/slam i dagvattenbrunnar eller öppna dagvattendiken inom området. Underlag som beskriver avvattningsystemens dragning genom området bör dock tas fram redan i ett tidigt skede.

Om markytan består av makadam eller liknande material får man provta eventuell finfraktion i makadamen eller under densamma.

Fackmän med dokumenterad erfarenhet av miljötekniska undersökningar bör utföra provtagningarna eftersom arbetet kräver god kompetens för att kvalitetssäkra provtagningen. Samlingsprovtagning ställer särskilt höga krav på utförandet. I de allra flesta fall är organiska tennföreningar (TBT) dimensionerande för riskbilden. Man bör även ta hänsyn till potentiella föroreningar från andra verksamheter som kan förekomma, eller ha förekommit, i anslutning till uppställningsplatsen för fritidsbåtar. Exempel på möjliga föroreningar framgår av Kapitel 3. Många av dessa föroreningsgrupper förekommer allmänt på industriområden och de är inte typföroreningar för båtuppställningsplatser.

4.3 Egenskapsområden och provtagningsstrategier

4.3.1 Egenskapsområden

Egenskapsområde kan definieras som ”ett delområde inom vilket föroreningen är genererad genom samma typ av förorenande process och som uppvisar relativt homogena egenskaper med avseende på exempelvis geologi och föroreningssituation.” (Naturvårdsverket, 2009d). Indelning av uppställningsplatsen i egenskapsområden bör generellt göras med hänsyn till verksamhetens historik samt spridnings- och exponeringssituationen för olika delar av objektet. Spridningssituationen kan variera genom att olika skyddsobjekt, som ytvatten, grundvatten eller markmiljö, påverkas i olika grad av förorening inom olika delområden. Exempel på detta kan vara delområden som avvattnas av olika diken. Även exponeringssituationen kan variera om områdets markanvändning varierar och människor därmed exponeras på olika sätt. Exempel på markanvändning kan vara platser där båtarna ställs upp, byggnader med omgivningar respektive kringliggande områden där man till exempel äter matsäck. När objektet delas in i egenskapsområden bör även verksamhetstyp beaktas. I Kapitel 2 redogörs för olika typer av aktiviteter som kan ha förekommit vid uppställningsplatser. Ett problem är att flera av verksamheterna inte alltid förekommit på väl definierade ytor utan på flera platser inom området. Därför kan det vara vanskligt att dela upp området i olika egenskapsområden efter verksamhetstyp. Om den historiska inventeringen ger tillräcklig information om verksamhetstyp ska indelningen i egenskapsområden baseras på detta. I annat fall kan indelningen istället göras baserat på verksamhetstid. Verksamhetsytorna kan ha varierat med tiden, och indelningen kan då göras baserad på hur länge olika delområden ingått i verksamheten.

4.3.2 Syftets betydelse för val av provtagningsstrategi

Provtagningen vid en uppställningsplats för fritidsbåtar bör omfatta ett eller flera av syftena att bekräfta, avgränsa och karakterisera. Vilken provtagningsstrategi som är lämpligast beror på vilket syfte som är aktuellt. Normalt har en undersökning flera olika syften samtidigt och därmed kan olika provtagningsstrategier behöva kombineras för att det övergripande syftet med undersökningen ska uppnås. Nedan beskrivs vilka provtagningsstrategier som är lämpliga för respektive provtagnings syfte.

Bekräfta föroreningen

För att söka efter föroreningen på ett effektivt sätt bör man utnyttja den förhandskunskap som finns om området och de aktuella föroreningstyperna. Eftersom föroreningen vid båtuppställningsplatser förväntas förekomma i tunna skikt vid markytan, till följd av båtunderhåll, är det i första hand dessa jordvolymen man bör fokusera på. Detta gör att riktad provtagning lämpligen används för detta syfte. Exempelvis kan enskilda prover placeras i punkter där förorening förväntas. Mer kostnadseffektivt är dock samlingsprovtagning, se avsnitt om provtagningsstrategier nedan. Samlingsprovet bör begränsas till det område som antas vara förorenat så att inte utspädning med ren jord från omgivande opåverkade ytor sker.

Avgränsning av föroreningen

Även avgränsning av föroreningen utförs lämpligen med hjälp av riktad provtagning. Naturvårdsverket (1994) illustrerar hur man kan gå tillväga. Här måste man dock vara mycket observant och försiktig eftersom det är lätt att dra alltför långtgående slutsatser vid avgränsningen, särskilt vid båtuppställningsplatser där föroreningen förekommer heterogent. Om föroreningen avgränsas i en viss riktning med endast en (1 styck) provpunkt blir avgränsningen mycket känslig för haltvariationerna i marken. Ett sätt att minska denna osäkerhet är att ta prover som representerar en större yta av det översta markskiktet, exempelvis en eller flera kvadratmeter. Detta kräver noggrant utförd samlingsprovtagning samt efterföljande provhantering och provberedning på laboratorium.

Karakterisering av egenskapsområde

För att riskerna med föroreningen ska kunna bedömas måste den förorenade jordvolymen beskrivas, dvs. karakteriseras. Ofta är det riskerna inom ett delområde eller ett egenskapsområde som ska bedömas. Detta kan göras med hjälp av representativa halter, enligt Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009d).

Kombination av syften

Undersökningar vid båtuppställningsplatser utförs normalt med en kombination av syften; att bekräfta, avgränsa och karakterisera förorening. Det kräver att en kombination av provtagningsstrategier utformas, enligt nedan. Det kan innebära att både riktad och slumpmässig provtagning är lämplig, samt att både samlingsprov och enskilda prov används. Den exakta utformningen måste anpassas platsspecifikt. Det viktiga är att man väljer angreppssätt som gör det möjligt att nå de uppställda syftena.

4.3.3 Provtagningsstrategier

Det finns flera olika provtagningsstrategier som kan användas beroende på undersökningens syfte. Här beskrivs tre möjliga strategier: (1) slumpmässigt urval enskilda prover, (2) samlingsprovtagning, samt (3) inkrementell provtagning.

I den första strategin, slumpmässigt urval enskilda prover, tas en samling enskilda prover från egenskapsområdet. Provernas placering ska vara slumpmässig, dvs. de får inte baseras på förväntad halt i marken. De enskilda proverna analyseras på laboratorium. Därefter beräknas ett medelvärde (eller UCLM, upper confidence limit for the mean) som representativ halt för egenskapsområdet. Fördelen med detta angreppssätt är att man förutom medelvärde också får information om haltvariationerna inom området. Nackdelen är att det kan bli kostsamt att analysera ett stort antal enskilda prover. Denna strategi är därför inte förstahandsvalet vid båtuppställningsplatser. Enstaka enskilda prover är generellt inte att rekommendera för undersökning av förorening (organiska tennföreningar, koppar, zink och bly) vid uppställningsplatser för fritidsbåtar, eftersom halterna kan variera mycket över korta avstånd. Uppmätt halt i ett enskilt prov blir då inte representativt för egenskapsområdet. Enskilda prover kan dock vara lämpliga om man vill kontrollera förekomst av förorening med annat ursprung än underhåll av båtbottnar.

Den andra strategin, samlingsprovtagning, innebär att ett antal delprov sprids ut slumpmässigt över den markyta som ska undersökas. Delproven slås därefter samman till ett eller flera samlingsprov som analyseras på laboratorium. Fördelen med samlingsprovtagning är att den ger lägre kostnader än den första strategin, på grund av färre laboratorieanalyser. Nackdelen är en mer omfattande provberedning i fält och på laboratorium samt att man inte får någon information om haltvariationer inom området. Eftersom partikelvariabiliteten kan vara mycket stor vid båtuppställningsplatser (se Avsnitt 4.2) är det viktigt att säkerställa att laboratoriet beaktar detta vid laboratorieanalyserna.

Den tredje strategin, inkrementell provtagning (se Avsnitt 4.4), är en variant på samlingsprovtagning men där fokus ligger på att minimera provtagnings- och laboratorieosäkerheterna så att en hög repeterbarhet uppnås. Strategin går ut på att man tar ett stort antal inkrement¹ inom egenskapsområdet och att dessa slås samman till samlingsprov. Åtminstone tre samlingsprov rekommenderas, vilka gör det möjligt att kontrollera repeterbarheten. Fördelen med inkrementell provtagning är att en hög säkerhet i data uppnås. Nackdelen är att strategin inte ger någon information om haltvariationer inom området samt kostnaderna. De extra kostnaderna måste dock vägas mot den större säkerhet som uppnås. Vid båtuppställningsplatser kan man förvänta sig stora osäkerheter på grund av föroreningens heterogenitet och därmed är de extra kostnaderna antagligen befogade.

Notera att oberoende av vilken strategi som används så bör provtagningen begränsas till det markskikt som är förorenat. Underliggande eller överliggande jord som är oförorenad ska alltså inte ingå i provtagningen.

4.4 Provtagningsmetoder

Manuell provtagning är en bra och billig metod som passar i den allra första undersökningen. Sådan provtagning är enkel att utföra och kan ge många delprov eller inkrement till ett samlingsprov. Det finns några olika möjligheter. Ska prover tas från de allra ytligaste lagren kan en vanlig spade användas. Möjligt provtagningsdjup begränsas av jordlagrens sammansättning och packning. Vanligtvis kan inte prover tas djupare än 0,5 m med spade. Om jorden är hårt packad kan även detta djup vara svårt att nå vid handgrävning.

En annan manuell provtagningsteknik som är billig att använda och kan ge många delprov eller inkrement till ett samlingsprov är manuell provtagning med så kallad markundersökningskäpp. Metodens lämplighet beror på markytans och jordlagrens beskaffenhet eftersom det är svårt att trycka ned käppen i hårda eller steniga jordlager.

Ytterligare en manuell provtagningsteknik är manuell skruv, till exempel Auger, se Figur 4-1. En fördel med denna är att man kan få en större provmängd än med en markunder-

¹ Liten jordvolym som tas med en provtagare, i ett provuttag, och som tillsammans med andra inkrement används för att bereda ett prov (ITRC, 2012). Notera att ett inkrement inte är ett prov utan en liten jordvolym som används för att skapa ett prov. I denna publikation används begreppet inkrement för att beteckna små jordvolymmer som tas med ett enda syfte: att tillsammans med andra inkrement representera en definierad jordvolym, exempelvis en provgröp eller en efterbehandlingsvolym. Begreppet delprov används däremot för att beteckna de prover som tas från olika provgröpar eller skruvborrpunkter för att skapa ett samlingsprov från provpunkterna.

sökningskäpp. Provtagningsdjupet begränsas av packning och jordart. Manuella rör-provtagare, som ger mindre volymer av enhetlig storlek, kan användas för inkrementprovtagning.

En annan provtagningsmetod som kan användas är inkrementell provtagning, den så kallade ISM-metodiken (Incremental sampling methodology; se ITRC, 2012). Den innebär att ett stort antal små jordvolymmer (inkrement), ofta 30-100 stycken, tas inom ett egenskapsområde och slås samman till ett samlingsprov. På laboratoriet processas och delas samlingsprovet enligt särskild metodik för att minimera felen. Prover som tas på detta sätt ger ofta en representativ bild av det undersökta områdets medelhalt. Däremot ger metoden ingen information om variabiliteten inom egenskapsområdet. Metoden är väl lämpad för områden där förorening förekommer ytligt eftersom provtagningen då underlättas. Om metodiken är lämplig för en enskild båtupställningsplats får bedömas för det enskilda fallet. Generellt ger ISM-metoden säkrare resultat än traditionell samlingsprovtagning, bland annat på grund av att antalet ingående delprov (inkrement) normalt är större.

Oavsett vilken provtagningsteknik som används är det viktigt att de olika inkrementen (eller delproven) representerar samma djupintervall och att lika mycket jord tas från hela djupintervallet. I annat fall kan halten i samlingsprovet påverkas genom att vissa djupnivåer bidrar mer än andra.



Figur 4-1 Provtagning med manuell skruv, Auger. Foto: SGI.

Förorening (organiska tennföreningar, koppar, zink och bly) kan förekomma på andra jorddjup än de allra ytligaste eftersom markytan kan ha grävts om och/eller fyllts på med nya jordlager. Även partiklar från blåstring etc. kan ha rört sig neråt i markprofilen. Det är viktigt att man i den historiska inventeringen försöker ta reda på vilka grävarbeten och massförflyttningar som utförts i mark och diken etc. Om information om detta inte kan erhållas vid den historiska inventeringen rekommenderas att ett antal provgropar grävs med grävmaskin med syfte att notera jordlagerföljder och att bedöma om gamla verksamhetsytor har täckts över med nya massor.

Genom att ta ut delprover eller inkrement på det djup man vill undersöka längs provgropens väggar täcks en större jordvolym in jämfört med till exempel prover från skruvborr. Flera provgropar kan ingå i ett och samma samlingsprov under förutsättning att det uttas inom ett egenskapsområde. En stor nackdel med stora provgropar är att det blir mer jord som ska återfyllas och därmed sammanblandas markskikten. Om provgropar grävs, ska uppgrävda jordmassor återfyllas på samma djup som de kommer från. I provtagningsplanen ska konsulten beskriva hur hanteringen av massorna styrs så att återfyllning kan ske på rätt sätt.

Provgropar kan även ge information om var grundvattennivån ligger. Vid provgropsgrävning kan det bildas länsvatten i gropen. Att analysera detta vatten vad gäller organiska tennföreningar, koppar, zink och bly kan vara ett billigt sätt att få data som kan användas för att diskutera vattenburen spridning till grundvattnet. Hänsyn måste dock tas till att sådan provtagning endast ger en indikation kring vattenburen spridning och är alltför osäker för att man ska kunna fastställa lakningsmekanismer, beräkna belastning till recipient, etc.

4.5 Strategi för tillsynsmyndighetens prioritering

Ett förslag till en stegvis undersökningsstrategi som bygger på att tillsynsmyndigheten måste prioritera vilka objekt som ska genomgå undersökningar presenteras i Tabell 4-1. Strategin innebär en successivt ökande ambitionsnivå och undersökningskostnader. Rekommendationer om utformning av de olika stegen ges i denna publikation. Det är dock upp till tillsynsmyndigheten att besluta om vilken ambitionsnivå som ska gälla för ett enskilt objekt oavsett vilket undersökningssteg som är aktuellt. Observera att det är undersökningssteg som beskrivs, inte enskilda undersökningar. I varje steg kan en eller flera undersökningar ingå.

Tabell 4-1 Strategi för stegvisa utredningar och undersökningar vid uppställningsplatser för fritidsbåtar. Notera att det kan ingå en eller flera undersökningar i varje steg och att något steg eventuellt kan utgå.

Moment	Syfte	Mål
Skrivbordsstudie (se Avsnitt 4.6)	Utreda hur och var verksamheten bedrivs eller har bedrivits i förhållande till skyddsobjekt samt bedöma potentialen för allvarlig förorening av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly	Prioritering av objekt som ska genomgå undersökningssteg 1
Undersökningssteg 1 (se Avsnitt 4.7)	Bekräfta förekomsten av förorening i mark, vad gäller organiska tennföreningar, koppar, zink och bly med flera samt bedöma potentialen för att allvarliga risker förekommer	Ta fram uppgifter för prioritering av objekt som ska genomgå undersökningssteg 2
Undersökningssteg 2 (se Avsnitt 4.8)	Avgränsa och karakterisera föroreningen. Bedöma aktuella och framtida allvarliga risker med området	Ta fram underlag för riskbedömning av objekt som behöver åtgärdas alternativt som behöver genomgå undersökningssteg 3
Undersökningssteg 3 (se Avsnitt 4.9)	Åtgärdsförberedande undersökningar	Ta fram en detaljerad bild av föroreningssituationen samt ange förutsättningarna för att utföra åtgärder

Till att börja med behöver en skrivbordsstudie (se Avsnitt 4.6) utföras där underlaget består av lättillgängliga uppgifter om verksamhetsområdet. Syftet med detta moment är att identifiera objekt med sannolikt hög potential för allvarlig förorening från båtbottnfärger och andra branschtypiska föroreningar.

Undersökningssteg 1 (se Avsnitt 4.7) kan ha en relativt låg ambitionsnivå. Genom att inledningsvis ställa relativt låga krav på undersökningarna ökar tillsynsmyndigheten möjligheten att fler verksamhetsutövare kan ta fram dataunderlag för sina områden.

Vid undersökningssteg 2 (se Avsnitt 4.8) närmar sig ambitionsnivån det som kallas översiktlig undersökning enligt Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 1999). I det här skedet ska målet vara att göra en mer detaljerad riskbedömning av området. Riskbedömningen ska omfatta både kort- och långsiktiga risker (Naturvårdsverket, 2009b). Om riskbedömningen visar att det finns ett behov av riskreduktion behöver man även beskriva hur åtgärdsbehovet ser ut. Detta innebär beskrivning av vilka risker som åtgärderna måste reducera samt delområden och mängden jordmassor som behöver omfattas av åtgärder. Undersökningarna kan sedan behöva kompletteras i ett undersökningssteg 3 (se Avsnitt 4.9). Rekommendationer för val av analyser vid undersökningarna framgår av Avsnitt 4.10.

4.6 Skrivbordsstudie

4.6.1 Historisk inventering

Undersökningsområdet behöver avgränsas och utbredningen av den historiska verksamheten kartläggas. En historisk inventering ska alltid göras och den syftar till avgränsning av undersökningsområdet och till indelning i egenskapsområden. Den historiska inventeringen kan utföras av miljökontoret eller en konsult. Båtuppställningsplatsen kan genom åren ha flyttats och äldre fastighetsgränser motsvarar inte alltid de nuvarande. En historisk inventering kan förhoppningsvis peka ut områden där olika aktiviteter förekommit (exempelvis förvaring av bränsle, konservering av motorer och avfallshantering) så att man kan ta hänsyn till platsspecifika förutsättningar i provtagningsplaneringen. Vidare kan det ha förekommit andra verksamheter före eller samtidigt som båtuppställningen, exempelvis varv eller tjärning av fiskenät.

Som framgår av Kapitel 2 har det över åren förekommit olika biocider i båtbottnfärger. Om en historiskt relevant avgränsning inte kan göras, minskar möjligheten att utforma en bra provtagningsplan. I så fall kan man behöva ta många prover och välja flera analysparametrar för att inte missa något. Annars rekommenderas att man som en första ansats antar att föroreningarna, speciellt organiska tennföreningar, är spridda heterogent över hela båtuppställningsplatsen.

Den totala ytan där verksamhet bedrivits ger en indikation på hur stort område som kan vara förorenat. Storleken på uppställningsplatserna varierar beroende på respektive tillhörande fritidsbåtshamns nuvarande och tidigare storlek.

4.6.2 Källor till historisk information

Att hitta relevant historisk information kräver oftast eftersökning i en rad olika informationskällor. Några källor för information som kan ge stöd vid miljötekniska undersökningar vid uppställningsplatser för fritidsbåtar sammanställs i Tabell 4-2. I huvudsak kan samma källor användas som vid MIFO-inventering av andra verksamheter.

Tabell 4-2 Exempel på och diskussion om källor för information som kan ge stöd vid planering av miljötekniska undersökningar av uppställningsplatser för fritidsbåtar.

Informationskällor	
EBH-stödet – MIFO-blankett	Ett antal uppställningsplatser för fritidsbåtar i landet är redan inventerade enligt MIFO, vilket betyder att mycket information redan är framtagen och införd i EBH-stödet. För att få tillgång till denna information kontaktas länsstyrelsen. För inventerade objekt finns ofta värdefull information om verksamhetstid, förekommande skyddsåren med mera.
Kartor och flygfoton	Flygfoton tagna på vinterhalvåret visar tydligt inom vilka områden som fritidsbåtar stått uppställda och därmed även var underhållsarbete utförts. Om det förekommit byggnader vid båtuppställningsplatser framgår de ofta tydligt på kartor och flygfoton. Det är fördelaktigt att ha tillgång till kartor och flygfoton från flera år, för att kunna säga något om verksamhetstiden och om utbredning vid olika tillfällen. Lantmäteriet har tillgång till de flesta kartor och flygfoton över Sverige. Eniro har även en funktion där man kan se historiska flygfoton. Även kommunen kan ha tillgång till flygfoton.
Muntliga källor	Kan bidra med information som inte går att hitta genom arkiv- och kartstudier, till exempel uppgifter om grävarbeten och massförflyttningar inom området. Tänkbara källor är nuvarande eller tidigare båtägare/representanter för båtföreningen, grannar, hembygdsföreningar, med mera. Kommunens driftpersonal kan lämna information i de fall fastighetsägaren eller verksamhetsutövaren är kommunal.
Kommunarkiv	I kommunens arkiv kan man bland annat hitta detaljplaner, äldre bygg- och rivningslovshandlingar samt exempelvis ritningar över vatten och avlopp. Dessa är värdefulla för att fastslå om och vilka byggnader som fanns samt när de byggdes respektive revs, hur ledningsdragningar är utförda osv. Vissa kommuner har även bild databanker där man kan söka på gamla bilder av fritidsbåtshamnar/-uppställningsplatser.
Förenings- och styrelseprotokoll m.m.	Protokoll/minnesanteckningar från möten i föreningen (båtklubben) och dess styrelse kan återfinnas i föreningens arkiv och kan ibland ge upplysningar om verksamheten. Det förekommer centrala föreningsarkiv (drivet som ideell förening) på flera orter. Båtklubbens webbplats kan vara en källa till information.
Bolagsverkets näringslivsregister	Kan ge upplysning om företagsnamn, funktionärer med mera i de fall det förekommit företag inom området.
Skatteverket och Landsarkivet	Uppgifter om verksamhetsutövare eller föreningsfunktionär, eller anhöriga till dessa, kan fås via Skatteverket och Landsarkivet, om det är äldre uppgifter.

4.6.3 Ambitionsnivå

Erfarenheter från Länsstyrelsen i Västra Götalands län (Bengtsson, 2017) visar att antalet båtar som fanns på uppställningsplatsen under verksamhetsår när organiska tennföreningar, koppar, zink och bly förekom, kan användas som en indikator för hur förorenat ett objekt kan antas vara. Om denna erfarenhet är allmänt tillämpbar i olika regioner i Sverige är dock inte känt.

Av Kapitel 2 framgår under vilken tidsperiod organiska tennföreningar använts, men märk väl att det ofta finns kvarvarande färg med organiska tennföreningar på båtskrov i nutid. Genom att studera flygfoton från historiska verksamhetsperioder kan antalet båtar samt verksamhetsytornas storlek uppskattas och jämföras för en rad olika objekt. Ju fler båtar som klubben har hanterat, desto mer angeläget är det att man tar fram dataunderlag som beskriver föroreningsnivån i ett första undersökningssteg. Delar av en båtuppställningsplats illustreras i Figur 4-2.



Figur 4-2 Båtuppställningsplats. Foto: Helena Branzén, SGI

4.7 Undersökningssteg 1

4.7.1 Ambitionsnivå

De första undersökningarna är främst inriktade på att bekräfta att förorening finns (Avsnitt 4.3.2). Undersökningen kan ge en översiktlig bild av föroreningssituationen i mark samt bedöma potentialen för att allvarliga risker förekommer. Provtagning ska i första hand göras av jord i form av samlingsprover horisontellt. Om provgropar används vid undersökningen kan man överväga om analys av schaktvatten ska utföras i de delområden där föroreningen förväntas vara som störst. Om grundvattenytan påträffas ska dess djup under markytan noteras. Fokus på undersökningarna bör ligga på organiska tennföreningar, koppar, zink och bly. Andra föroreningar kan dock läggas till om information visar att dessa kan förekomma i halter som utgör grund för fortsatta utredningsbehov. En allmän screening av bidragande föroreningar, till exempel metaller och olja, bör hellre utföras i utredningssteg 2 eftersom det primära syftet med den första undersökningen är att

skapa ett prioriteringsunderlag baserat på organiska tennföreningar, koppar, zink och bly. Att ställa höga krav på mängden data i den första undersökningen ökar utredningskostnaderna och försvårar för verksamhetsutövaren att svara upp mot undersökningsplikten.

Eftersom det på många båtuppställningsplatser sker nytillförsel av föroreningar genom pågående drift och skötsel bör den första undersökningen innehålla en beskrivning av hur verksamheten bedrivs samt vilka anläggningar/utrustningar som är installerade. Förslag på frågeställningar som bör besvaras ges i checklistan i Bilaga 1.

Ledningsgravar kan utgöra effektiva spridningsvägar som medför snabb direkttransport av föroreningar till utsläppspunkten. En inledande undersökning bör därför innehålla ledningsinventering baserad på uppgifter från till exempel webbplatsen www.ledningskollen.se, ritningar och iakttagelser i fält. Dessa uppgifter är enkla och billiga att ta fram. Platsbesök och intervjuer med personer som har kännedom om området kan ge viktig information om ledningar. Det är dock inte ovanligt att sträckningen på avvattningsssystem inte är dokumenterade vid äldre båtuppställningsplatser.

En redovisning av förekommande jord-/fyllningslager och jordartstyper ska lämnas baserad på jordprovtagningen. Typen av geologisk bildning och jordlagrens sammansättning bidrar till att indikera hur stora spridningsriskerna kan vara.

Förekomst och avstånd till ytvatten, såsom bäckar, vikar, diken, ska anges liksom om det finns uppgifter om eller tecken på att översvämningar förekommit. Förekomst av hårdgjorda respektive genomsläppliga ytor ska också markeras på en områdeskarta. Uppgifterna tas enkelt fram genom ett platsbesök och resultaten ritas in på en karta eller ett flygfoto över området.

4.7.2 Utformning av undersökning

Provtagningar görs separat för de egenskapsområden som definierats, för att bekräfta att föroreningar förekommer i ytjorden. Minst ett samlingsprov per egenskapsområde rekommenderas i undersökningssteg 1.

Om behov finns av att bedöma om rena eller mindre förorenade områden förekommer tillsammans med förorenade kan egenskapsområdet delas in i mindre delytor. För dessa tas minst ett samlingsprov per delyta. Samtidigt ökar analyskostnaderna för verksamhetsutövaren.

Påträffade jordlager ska noteras för varje provpunkt som ingår i samlingsprovet.

I första hand är det, som tidigare nämnts, markens ytliga jordlager som ska undersökas. Undantag görs om till exempel bakgrundsinformationen visar att äldre verksamhetsytor har täckts över med nyare fyllnadsmassor eller att omblandning i jordprofilen skett. Vad som utgör lämpliga djup på ytliga jordprover avgörs från fall till fall, men 0-0,05 eller 0-0,1 m bör fungera i de flesta fall. Alla prover som tas ut behöver inte analyseras i den första analysomgången, detta för att hålla ned kostnaden för verksamhetsutövaren. Prover bör sparas så att kompletterande analyser kan beställas vid behov. Efter att resultaten från den första analysomgången utvärderats väljs prover för kompletterande analys.

Eftersom höga halter organiska tennföreningar, koppar, zink och bly förväntas förekomma ytligt, med avtagande halter på djupet, bör prov även tas under det misstänkt förorenade skiktet för att avgränsa föroreningen mot djupet. Detta kan åstadkommas genom samlingsprovtagning av ett till exempel 0,1-0,25 m tjockt jordlager under det förorenade, ytliga skiktet. Om samlingsproverna omfattar för tjocka skikt får dataunderlaget en dålig rumslig upplösning som gör att åtgärdsomfattningen, och därmed åtgärdskostnaderna, kan felbedömas.

4.7.3 Utvärdering

Efter det första undersökningssteget består dataunderlaget i huvudsak av halter av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly i ytliga jordprover som kommer från samlingsprover inom respektive egenskapsområde. Dessa halter kan utvärderas med stöd av Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM (känslig markanvändning) samt för MKM (mindre känslig markanvändning). Markanvändningen vid en båtuppställningsplats motsvarar vanligen MKM. Det är vanligt att totalhalterna av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly på båtuppställningsplatser överskrider dessa riktvärden. I de fall endast låga halter påträffas bör noggrannare inventering av utförda markarbeten (bortschaktning, övertäckning, omblandning) utföras, se Avsnitt 4.6, innan området lämnas utan åtgärd.

Om akuta risker föreligger bör skyddsåtgärder övervägas. Man bör i varje undersökningssteg fråga sig huruvida det föreligger en akut föroreningssituation och vid behov göra en noggrann bedömning för att på bästa sätt hindra spridning eller exponering tillfälligt i väntan på slutåtgärd, se vidare Kapitel 5 och 6.

4.8 Undersökningssteg 2

4.8.1 Ambitionsnivå

I undersökningssteg 2 är det lämpligt att avgränsa och karakterisera föroreningen för att fördjupa kunskapen om hur stora riskerna är med föroreningen av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly. Undersökningarna ska följas av en riskbedömning samt en bedömning av åtgärdsbehovet. Baserat på underlaget från undersökningssteg 1 ska man kunna utveckla en platsspecifik konceptuell modell som beskriver riskbilden (se Avsnitt 3.8). Man bör även ta hänsyn till skiftande markanvändning sommartid då båtuppställningsplatser kan användas som lekutrymme, samlingsplats för event etc. Risker kopplade till översvämning, erosion och havsnivåhöjning bör diskuteras.

I det här steget ökar kraven på datamängden. Det bör även läggas större fokus på hantering av kunskapsluckor som kan vara avgörande för den slutliga bedömningen av vilka områden som kan behöva gå vidare mot åtgärd. I en rapport om att välja efterbehandlingsåtgärd (Naturvårdsverket, 2009c) ges råd om hur undersökningssteget kan utformas.

Föroreningen behöver avgränsas så man får en uppfattning om hur utbredd den är, om den är homogent eller heterogent fördelad, vilken storlek på delområden som kan behöva omfattas av åtgärder samt vilken mängd massor det kan handla om. Det är även lämpligt

att begära en grov uppskattning av åtgärds kostnader baserat på schablonvärden för vanliga förekommande åtgärds tekniker. Schaktning med deponering och återfyllnad är den vanligaste och i många fall minst avancerade åtgärden. I det här steget ska man vara medveten om att osäkerheterna kring både avgränsning och åtgärds kostnader kan vara så pass stora att det är värt att gå vidare med nästa utredningssteg, som då handlar om åtgärds förberedande undersökningar. Det är viktigt att det sker en öppen diskussion mellan tillsynsmyndigheten, verksamhetsutövaren och dennes konsult så att kostnader för att driva undersökningarna vidare ställs mot nyttan av att genomföra en åtgärd för området. Här finns också en möjlighet att besluta om krav på åtgärd snarare än att begära ytterligare utredningar. I fall där föreningen är tämligen väl avgränsad och åtgärds kostnaden rimlig är det inte säkert att det är kostnadseffektivt att begära ytterligare undersökningar.

4.8.2 Utformning av undersökning

Vilka undersökningar som behöver genomföras i undersökningssteg 2 baseras på slutsatser om föroreningsförekomst, platsförhållanden och kunskapsluckor från undersökningssteg 1. Upplägget ska medge att en riskbedömning kan utföras. Riskbedömningen ska kunna verifiera styrande exponerings- och spridningsvägar.

Utökning av provtagningsplanen, jämfört med undersökningssteg 1, kan till exempel vara att:

- inkludera fler egenskapsområden för jordprovtagning
- karakterisera området, ta fram representativ halt för egenskapsområden (se Avsnitt 4.3.2 och 4.3.3)
- komplettera med ytterligare provtagningar och analyser för redan undersökta egenskapsområden, för att avgränsa föroreningen i yt- och djupled
- komplettera med enskilda prover för detaljerad avgränsning
- utöka med andra provtagningsmedia (till exempel vatten och sediment i brunnar och öppna diken)
- utöka med analys av ytterligare parametrar
- detaljavgränsa en känd hotspot.

Under undersökningssteg 2 bör man även provta dag- eller dräneringsvatten från till exempel spolplattor eller diken. Det bör dock observeras att provtagning av dag- och dräneringsvatten kan behöva styras till säsonger/väderförhållanden när förutsättningarna för förorenings spridning förväntas vara som störst. Om förorening påvisas i dagvattnet bör det utredas vidare genom en längre mätserie och eventuellt fler provtagningspunkter. I det fall förorening däremot inte påvisas i dagvattnet bör man åtminstone ta ett prov till och då i samband med en annan flödessituation. Speciellt intressant är den första stöten dagvatten i samband med ett intensivt regn.

Även sediment från exempelvis avskiljningsbrunnar och dagvattendiken kan bli aktuella som provtagningsmedia. I en del fall kan det vara aktuellt att provta grundvatten.

Provtagning av ytvatten kan, i bästa fall, bidra med information som beskriver belastningen på recipienten. Sedimenten i ytvattenrecipienten och båtskroven i vattnet bidrar med föroreningar av organiska tennföreningar, koppar, zink och bly. Därför kan det vara mycket svårt eller omöjligt att med några få prover bedöma hur stor del av belastningen som kommer från just båtuppställningsplatsen. Föroreningar i sedimenten kan dock ursprungligen härröra från uppställningsplatsen.

Utförda provtagningar och analyser ska redovisas i en rapport med bilagor (se till exempel SGF 2013, bilaga 5 fältrapport). I rapporten ska det ingå bilagor med planskiss eller karta över provtagningspunkter, verksamhetsområdets gränser, beskrivning av allmänna förhållanden på platsen, provtagningsprotokoll, fotografier, laboratorieprotokoll etc.

4.8.3 Utvärdering

Undersökningsresultaten från undersökningssteg 2 är mer omfattande än från undersökningssteg 1. Totalhalter i jord jämförs i första hand med Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Risker med föroreningen ska bedöms på kort och lång sikt. På kort sikt kan ändrad markanvändning sommartid medföra en helt annan exponeringssituation än vår/höst/vinter. Eftersom många båtuppställningsplatser ligger havs- och sjönära bör risker kopplade till klimatförändring, översvämning och havsnivåhöjning diskuteras.

4.9 Undersökningssteg 3

Undersökningssteg 2 kan behöva kompletteras i ett tredje eller flera steg. När man utfört ovanstående provtagningar har man förhoppningsvis en god bild av områdets föroreningsstatus. Man kan då bedöma vilka kompletterande provtagningar och analyser som kan behövas i samband med åtgärdsutredningen, riskvärderingen och valet av åtgärd. Om det finns byggnadsmaterial (exempelvis betong i spolplattor eller husgrunder) kan provtagning behöva utföras för att se om förorening förekommer. Byggnadsmaterial kan i vissa fall utgöra en hotspot som orsakar spridning. Provtagningar i undersökningssteg 3 är beroende av vilka åtgärder som kan vara aktuella och kan inte preciseras i denna publikation. Se även Avsnitt 4.10 vad gäller parametrar som påverkar föroreningarna på något sätt, exempelvis pH.

Under undersökningssteg 3 är målet att dimensionera åtgärdernas omfattning samt fastställa omständigheter som bidrar till att åtgärderna kan genomföras. I det här skedet bygger undersökningsstrategin på att det finns en stor platsspecifik förståelse. En allmän vägledning kring utformning av åtgärdsförberedande undersökningar ges av Naturvårdsverket (2009c). Omfattningen på undersökningarna som är relevanta bör fastställas i dialog mellan tillsynsmyndigheten, verksamhetsutövaren och den konsult som utför undersökningarna. Enligt Länsstyrelsen i Västra Götaland bedöms, baserat på erfarenheter hittills, förhållandevis få objekt behöva gå igenom ett tredje undersökningssteg. Beslut om åtgärd kan ofta fattas i tidigare skede.

4.10 Analyser

I detta avsnitt ges rekommendationer för val av analyser vid undersökning av uppställningsplatser. Rekommendationerna bygger på erfarenheter från tidigare undersökningar, se Kapitel 3, och från tillgänglig information om vilka typer av verksamheter som kan ha bedrivits på en båtuppställningsplats. Rekommendationerna gäller vid analys av jordprover. Vid analys av vatten (dagvatten, grundvatten, ytvatten) eller sediment (i öppna dagvattendiken, dagvatten- eller avskiljningsbrunnar) kan troligen samma parametrar väljas. Därutöver tillkommer sedvanliga parametrar för karakterisering av vatten (till exempel pH och elektrisk konduktivitet) och sediment (till exempel TOC).

4.10.1 Organiska ämnen

Den historiska inventering som görs innan undersökningar påbörjas, se Avsnitt 4.6, kan ge en förteckning över vilka produkter som använts på området. Om en sådan förteckning kan ställas upp och säkerheten i den bedöms som tillräcklig, används denna som underlag för omfattningen av analyserna. Då kan omfattningen begränsas till de ämnen som använts på platsen och som misstänks kunna utgöra en risk för miljö eller människor.

Eftersom många enskilda båtägare har haft sina olika typer av båtar på uppställningsplatserna och det ofta inte finns några register över samtliga använda ämnen på en enskild plats, är det sällan möjligt att kartlägga samtliga ämnen som kan förekomma på platsen. Den ibland långa tiden båtuppställningsplatsen har varit i drift bidrar också till svårigheter att göra en komplett sammanställning av använda ämnen. Därför kan ett stort antal ämnen och nedbrytningsprodukter förekomma. Vid en fördjupad undersökning, till exempel undersökningssteg 2, rekommenderas att ett mer omfattande analysprogram används, med Tabell 4-3 som utgångspunkt. I en utförlig undersökning rekommenderas också att parametrar som påverkar föroreningarna på något sätt undersöks. Det kan till exempel vara pH och organisk halt, som påverkar mobiliteten för TBT. I det fall grundvatten undersöks, kan även syrehalt och temperatur inkluderas, då dessa påverkar nedbrytningen av föroreningarna. Dessa parametrar kan ha betydelse vid utformning av efterbehandlingsåtgärd och bör därför utföras vid undersökningar. Fältinstrument såsom exempelvis XRF kan ses som ett komplement vid avgränsningar av metallföroreningar i marken, men för jämförelse med riktvärden är laboratorieanalyser att föredra.

Tabell 4-3 Analysparametrar som bör ingå vid undersökning av en båtuppställningsplats.

Ämne	Kommentar
TBT/DBT/MBT	Båtbottenfärger
Irgarol och diuron	Båtbottenfärger
PCB	Båtbottenfärger, mjukgörare. Transformatorolja vid kranar, i fogar runt fönsterrutor (främst på segelbåtar)
Petroleumprodukter, diesel, bensin, motorolja	Drift och service av båtmotorer
Lösningsmedel, BTEX, klorerade alifater etc.	Tvätt av metalldelar (motorer)
Tjära, PAH	Behandling av träbåtar, ekor tjärning av fiskenät
pH, organiskt material	Påverkar mobilitet, nedbrytningsförutsättningar och kvittblivning

Beroende på syftet med undersökningen eller andra omständigheter kan det vara nödvändigt att minska analysomfattningen, se även Avsnitt 4.7. I undersökningssteg 1 då syftet är att bekräfta förorening och att ge underlag för att prioritera objekt för vidare undersökning, kan en enkel undersökning vara motiverad. En enkel undersökning kan innebära att ett samlingsprov från området analyseras på ett stort antal parametrar. Detta prov bör då härröra från ett egenskapsområde där en stor blandning av föroreningar kan misstänkas, till exempel där verksamheten pågått längst tid eller där varierande aktiviteter ägt rum, som underhåll av skrov, tankning och underhåll av motorer. För övriga samlingsprover kan en förenklad analysomfattning användas. Tidigare undersökningar, se till exempel Kapitel 3, indikerar att organiska tennföreningar, TBT, DBT och MBT, ofta är den styrande föroreningen tillsammans med metaller. Ett analyspaket omfattande minst dessa ämnen bör därför alltid ingå i en minsta omfattning av analyserna.

Såväl vid omfattande som vid begränsad analys bör det tydligt anges vilka parametrar som ingått i analysen. Detta för att tydliggöra om orsaken till att ett ämne inte påträffats är att det inte förekommer på platsen eller att det inte har analyserats.

4.10.2 Grundämnen

Ett flertal metaller kan påträffas vid båtuppställningsplatser. De metaller som har störst potential att utgöra en risk för miljö eller människa eller är frekvent förekommande vid denna typ av objekt bör alltid ingå i omfattningen av analyserna, se Tabell 4-4. För kvicksilver och kadmium är beräknade medelvärden och 90-percentiler i de sammanställda undersökningarna inte högre än de generella riktvärdena, se tabellerna i Avsnitt 3.7. Eftersom kvicksilver och kadmium påträffats i andra undersökningar (Eklund & Eklund, 2011) ingår de i föreslagen omfattning av analyserna.

Tabell 4-4 Metaller som bör ingå vid undersökning av en båtuppställningsplats.

Ämne
Koppar
Zink
Bly
Kvicksilver
Kadmium

Sammanfattning av Kapitel 4

- Samlingsprover som representerar egenskapsområden och de djupintervall som misstänks vara förorenade bör uttas. Den så kallade ISM-metodiken kan vara lämplig för uttag av representativa samlingsprov.
- Det rekommenderas att fackmän planerar och utför de miljötekniska undersökningarna.
- Generellt bör egenskapsområdena utformas med hänsyn till spridnings- och exponeringssituationen för olika delar av objektet. Även verksamhetstyp alternativt verksamhetstid bör beaktas när egenskapsområden fastställs.
- Manuell provtagning av yttlig jord med spade, manuell skruv, markundersökningskäpp eller manuell rörprovtagare rekommenderas.
- En strategi för tillsynsmyndighetens prioritering av vilka objekt som ska undersökas respektive åtgärdas presenteras i text och i Tabell 4-1.
- Skrivbordsstudie. Lättillgängliga dataunderlag över verksamhetsområdet studeras för att identifiera objekt med hög potential för allvarlig förorening från båtbottnfärger. Antalet båtar som förvarats på platsen vintertid samt läget i förhållande till skyddsobjekt är viktigt vid bedömning av vilka områden som ska prioriteras för undersökningar.
- Undersökningssteg 1. En miljöteknisk markundersökning med relativt låg ambitionsnivå utförs i syfte att skapa en översiktlig bild av föroreningssituationen i marken vad gäller organiska tennföreningar, koppar, zink och bly. Jordprover tas ut som horisontella samlingsprover (tunna skikt) i egenskapsområdena. Information om exempelvis typ av geologisk bildning, jordarter, hårdgjorda ytor, ledningsgravar och ytvatten är värdefullt för bedömning av spridningsförhållanden. Uppmätta halter jämförs med Naturvårdsverkets generella riktvärden, vanligtvis MKM.
- Undersökningssteg 2. Baserat på en platsspecifik konceptuell modell, som bygger på underlag från undersökningssteg 1, utförs en kompletterande undersökning av jord och dag-/dräneringsvatten som syftar till att avgränsa föroreningen, utföra en riskbedömning av området (risker på kort och lång sikt), samt bedöma åtgärdsbehovet.
- Undersökningssteg 3 utförs vid behov beroende på vilka åtgärder som kan vara aktuella för objektet. En stor platsspecifik förståelse är en förutsättning för att kunna dimensionera åtgärdernas omfattning samt fastställa omständigheter som bidrar till åtgärdernas genomförbarhet.
- Vid val av analysparametrar är inventeringen av verksamhetens historik viktig för att bedöma vilka ämnen som använts på platsen. I undersökningssteg 1 föreslås en mer begränsad analysomfattning

5. Bedömning

5.1 Bedömningsgrunder

5.1.1 Introduktion

Det är vanligt att riskbedömningar utförs med stöd av olika bedömningsgrunder som anger nivåer där risker kan förekomma eller nivåer som betraktas som höga jämfört med till exempel bakgrundshalter. För de ämnen som förekommer i störst utsträckning vid uppställningsplatser för fritidsbåtar, det vill säga organiska tennföreningar, koppar, zink och bly, finns svenska generella riktvärden för jord. Motsvarande riktvärden finns även för diuron och Irgarol. Det finns även svenska bedömningsgrunder för grundvatten, gränsvärden för dricksvatten och bedömningsgrunder för ytvatten vad gäller metaller men inte för organiska tennföreningar, diuron eller Irgarol.

I första hand bör riktvärden framtagna av svenska myndigheter och för svenska förhållanden användas. Jämförvärden framtagna av andra länders myndigheter bör inte användas okritiskt, då de kan vara baserade på andra antaganden än de som är vedertagna i Sverige. I många fall kan ändå utländska jämförvärden användas för att få en uppfattning om storleken på de uppmätta halterna. Vid all användning av bedömningsgrunder (riktvärden, jämförvärden, gränsvärden etc.) behöver en bedömning göras av om värdena är tillämpliga i det aktuella fallet. Om det till exempel föreligger signifikanta skillnader mellan förutsättningar i modellen och verkligheten kan man ta fram platsspecifika riktvärden.

I detta avsnitt har redogörelsen avgränsats till riktvärden för TBT, DBT, MBT, diuron och Irgarol, eftersom dessa ämnen är starkt förknippade med båtbottnfärger och de säl- lan eller aldrig riskbedöms i andra sammanhang. Om det inte finns organiska tennföreningar, diuron och/eller Irgarol utan det är exempelvis metaller och olja som utgör problemet, kan bedömningen vanligtvis göras på samma sätt som för andra förorenade områden i riskbedömningen. Bedömning av metall- och oljeförorening berörs därför inte vidare i denna publikation som fokuserar på det som är specifikt för båtuppställningsplatser.

Denna publikations fokus är att beskriva undersökningar som utreder det primära källområdet på land med syfte att stoppa spridning från jord. Bedömningsgrunder för sediment berörs därför inte. Det är med dagens kunskap inte möjligt att säga hur stor spridningen för exempelvis organiska tennföreningar via grundvatten är. Den frågeställningen bör utredas i framtida projekt om spridning av dessa ämnen. Troligen är spridningen via dagvatten (ytavrinnande nederbörd) betydande för förorening från båtuppställningsplatser.

5.1.2 Bedömningsgrunder för jord

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för jord vid känslig respektive mindre känslig markanvändning för ett urval ämnen. Sedan 2016 finns riktvärden för

summa organiska tennföreningar, TBT, DBT, MBT, diuron och Irgarol (Naturvårdsverket, 2016a). Dessa ämnen är särskilt förknippade med båtbottnfärger och kan därför förekomma vid uppställningsplatser för fritidsbåtar.

5.1.3 Bedömningsgrunder för vatten

Det finns inga jämförvärden för organiska tennföreningar i grundvatten, ytvatten eller dagvatten framtagna av Naturvårdsverket, SGU, Livsmedelsverket eller WHO. Däremot finns det holländska jämförvärden (Rijkswaterstaat Environment, 2013) för organiska tennföreningar i grundvatten där det framgår att löst organisk tennförening i halter på 0,05-16 ng/l bedöms som ingen påverkan, medan halter större än 0,7 µg/l bedöms som kraftig påverkan. Det finns även i Nederländerna en högsta tillåten koncentration (MPC) för TBT i sötvatten på 0,014 µg/l och i havsvatten på 0,001 µg/l (holländska miljöministeriets miljö kvalitetsstandard EQS). I Norge är däremot gränsvärdet för såväl sötvatten som kustvatten 0,0015 µg/l (Miljödirektoratet, 2016).

5.2 Jämförelse med bedömningsgrunder

Som nämnts ovan är uttag av samlingsprov från relativt tunna jordskikt inom ett eigenskapsområde att föredra vid en undersökning, åtminstone i ett tidigt skede. Analysresultaten från undersökningen jämförs sedan med bedömningsgrunder beskrivna ovan. Det är vanligt att man åtminstone i den ytliga jorden kan uppmäta halter som är i storleksordningen 10 till 100 gånger högre än det generella riktvärdet MKM för exempelvis TBT. Då många allvarligt förorenade objekt finns kan prioritering för undersökningar och åtgärder behöva göras på delvis andra grunder än enbart halter och mängder. Ett sätt kan vara att studera vilka delar av riktvärdet som överskrids. Är det ett hälsoriktvärde eller ett miljöriktvärde för markmiljö eller ytvatten som överskrids? Är i så fall den exponerings- eller spridningsvägen aktuell vid objektet? Om objektet används till annan verksamhet under sommarhalvåret bör man överväga att använda ett hälsoriktvärde som motsvarar känslig markanvändning i stället för mindre känslig markanvändning som annars är det vanligaste för båtuppställningsplatser.

Som underlag för riskbedömningen bör man, förutom att jämföra halter med bedömningsgrunder, även uppskatta mängden förorening inom aktuellt område, det vill säga hur många kg av exempelvis TBT som finns inom området och potentiellt kan spridas till den akvatiska miljön. Redan några få kilogram TBT kan innebära en mycket stor risk och mängder i den storleksordningen kan finnas på en stor del av objekten.

Med hänvisning till försiktighetsprincipen bör man utgå från att det finns vissa samverkans effekter mellan föroreningar som förekommer på båtuppställningsplatser. Sådana effekter beaktas inte i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Samverkans effekter kvarstår som ett forskningsområde.

5.3 Prioritering och gruppering av objekt

Det finns ett stort antal objekt som sannolikt är allvarligt förorenade och dessutom belägna vid recipienter med hög känslighet och skyddsvärde (MIFO riskklass 1) och det finns inte möjlighet att undersöka och åtgärda alla objekt omgående. Därför behövs en sortering och prioritering inom riskklassen där man grupperar de förorenade båtuppställningsplatserna efter graden av angelägenhet att undersöka eller åtgärda. En sådan prioritering ska baseras på den risk objektet utgör för miljö och människa.

Nedan beskrivs en tankehjälp med matriser för att gruppera båtuppställningsplatserna efter prioritet. Man kan använda matriserna både i ett tidigt skede och i ett senare skede när undersökningar har utförts. Indata till matriserna skiljer sig åt beroende på skedet. I det tidiga skedet kan det handla om att prioritera vilka objekt som behöver undersökas först och i det senare skedet att prioritera de objekt som bör åtgärdas direkt, följas upp eller kan vänta. Den första matrisen, se Figur 5-1, kan användas vid sortering av objekt inför undersökningar. Den andra matrisen, se Figur 5-2, kan användas när undersökningar har utförts och man behöver prioritera vilka objekt som ska åtgärdas. I det sistnämnda fallet finns ofta även riskbedömning och andra utredningar för objektet. Då ska självfallet dessa användas som underlag för prioriteringen.

5.3.1 Prioritering och gruppering av objekt inför undersökningar

För att göra en bedömning av vilka båtuppställningsplatser som behöver undersökas nu, på längre sikt eller inte alls, kan man använda sorteringsmatrisen i Figur 5-1.

I matrisen anges om skyddsobjektet är prioriterat, och/eller om avståndet till skyddsobjektet är stort eller litet. Läget i förhållande till skyddsobjekt utgör ett kriterium för vilka objekt som man behöver ta fram dataunderlag kring föroreningsnivån för. Verksamheter som ligger nära eller i direkt anslutning till sårbara recipienter bör prioriteras. Vad som utgör en sårbar recipient är upp till tillsynsmyndigheten att bedöma, gärna i samråd med länsstyrelsen som ansvarar för regional miljöövervakning. En recipient som tar emot belastning från flera hamnar och båtklubbar kan vara mer utsatt för belastning än de som bara tar emot belastning från en enstaka båtklubb. Å andra sidan kan en recipient ha hög sårbarhet för föroreningar från båtbottnfärger om skyddsvärda arter förekommer. Då räcker det kanske att det finns en enda båtklubb för att objektet ska anses prioriterat. I matrisens andra ledd anges om antalet båtar är stort eller litet, och/eller om verksamhetstiden är lång eller kort.

	Stort antal båtar Lång verksamhets- tid >10 år	Litet antal båtar Kort verksamhets- tid <10 år
Prioriterat skyddsobjekt Litet avstånd	Hög prioritet, bör undersökas i närtid • Objekt 1 • Objekt 2 • ...	Bör undersökas, åtminstone på sikt • Objekt 3 • Objekt 4 • ...
Inte prioriterat skyddsobjekt Stort avstånd	Bör undersökas, åtminstone på sikt • Objekt 5 • Objekt 6 • ...	Låg prioritet, kan troligen nedprioriteras för undersökning • Objekt 7 • Objekt 8 • ...

Figur 5-1 Matris för prioritering och gruppering av uppställningsplatser för fritidsbåtar inför undersökningar. Objekten sorteras in i en av fyra rutor baserat på bedömningar av dels antalet båtar och/eller verksamhetstid, dels typen av skyddsobjekt och/eller avstånd från uppställningsplatsen till skyddsobjekt.

Vid användandet av matrisen ovan föreslås nedanstående kriteriedefinitioner. Definitionerna är exempel och kan anpassas till vad som är mest relevant vid prioritering av objekt i exempelvis en kommun eller ett län.

Antal båtar

Om objektet ligger vid havet kan man anta att ett "stort antal båtar" är fler än 10-20 stycken medan man om objektet ligger vid en insjö eller ett vattendrag kan anta att ett "stort antal båtar" är fler än 50-100. Skillnaden beror på att betydligt fler båtar är behandlade med exempelvis TBT om de används i saltvatten där mer påväxt på skroven förekommer än i sötvatten. Angivna antal är skattningar.

Verksamhetstid

En "kort verksamhetstid" kan antas vara mindre än 10 år, medan "lång verksamhetstid" antas vara mer än 10 år.

Prioriterat skyddsobjekt

Vad som är ett "prioriterat skyddsobjekt" eller inte är en värderingsfråga som utgår från aktuell markanvändning på objektet och i omgivningen samt vilka recipienter som förekommer. Exempel på skyddsobjekt vid båtuppställningsplatser är grunda vikar i sjöar och hav eller människor (exempelvis närboende, verksamma på platsen eller tillfälliga besökare).

Avstånd till skyddsobjekt

Vad som kan antas vara "litet avstånd" till skyddsobjekt är en subjektiv bedömning som beror på vilken typ av skyddsobjekt som är aktuellt och förhållandena på platsen. I matrisens "Litet avstånd till skyddsobjekt" eller "Stort avstånd till skyddsobjekt" kan man bedöma närheten till skyddsobjekt. Exempelvis hur nära ytvattenrecipienten man är eller hur nära det finns människor (närboende, förskolor, sommarverksamhet på platsen etc.). Vad gäller ytvattenrecipienter kan man efter fältobservationer även ta hänsyn till om det

finns möjlighet till fastläggning längs dagvattnets väg till ytvattenrecipienten (exempelvis är det sannolikt mer fastläggning om dagvattnet går genom ett dike än genom en rörledning).

Prioriteringsgrupper

De objekt som hamnar i den övre vänstra rutan föreslås få hög prioritet och bör undersökas så snart som möjligt. De objekt som däremot hamnar i den nedre högra rutan föreslås få låg prioritet och kan troligen nedprioriteras. Objekt som hamnar i övriga två rutor bör undersökas, men de kan komma senare i turordning eftersom de är lägre prioriterade än objekt i övre vänstra rutan. De två sistnämnda rutorna är inte nödvändigtvis av samma prioriteringsgrad, det beror på förhållandena vid de enskilda objekten.

5.3.2 Prioritering och gruppering av objekt inför åtgärder

För att göra en bedömning av vilka båtupställningsplatser som behöver åtgärdas nu, på längre sikt eller eventuellt inte alls, kan man använda sorteringsmatrisen i Figur 5-2.

I matrisen anges om uppmätt föroreningshalt är hög eller låg, och/eller om mängd förorening är stor eller liten. I matrisens andra ledd anges om skyddsobjektet är prioriterat, och/eller om avståndet till skyddsobjektet är stort eller litet. I princip är det samma bedömning som prioritering/gruppering av objekt inför undersökningar, men underlaget är av bättre kvalitet eftersom man har utfört provtagningar och analyser på aktuell plats.

		Hög uppmätt föroreningshalt Stor mängd förorening	Låg uppmätt föroreningshalt Liten mängd förorening
Prioriterat skyddsobjekt Litet avstånd	Hög prioritet, eventuellt akut åtgärdsbehov	- Objekt 1 - Objekt 2 ...	Bör följas upp, ev skyddsåtgärder, kontrollprogram, åtgärd på sikt - Objekt 3 - Objekt 4 ...
	Bör följas upp, ev. skyddsåtgärder, kontrollprogram, åtgärd på sikt	- Objekt 5 - Objekt 6 ...	Låg prioritet, kan troligen nedprioriteras för åtgärd - Objekt 7 - Objekt 8 ...
Inte prioriterat skyddsobjekt Stort avstånd			

Figur 5-2 Matris för prioritering/gruppering av uppställningsplatser för fritidsbåtar inför åtgärder. Objektet sorteras in i en av fyra rutor baserat på bedömningar av dels uppmätt föroreningshalt och/eller mängd förorening, dels typen av skyddsobjekt och/eller avstånd från uppställningsplatsen till skyddsobjekt.

Vid användande av matrisen ovan föreslås nedanstående kriteriedefinitioner. Definitionerna är exempel och kan anpassas till vad som är mest relevant vid prioritering av objekt i exempelvis en kommun eller ett län.

Föroreningshalt

Om områdets representativa halt överstiger det generella riktvärdet (se Avsnitt 5.1 ovan) föreslås att föroreningshalten betraktas som hög. Beroende på risksituationen kan olika representativa halter vara lämpliga att använda, till exempel 90-percentil, maxvärde, UCLM95. Vägledning om framtagande av representativ halt ges av Naturvårdsverket (2009b).

Föroreningsmängd

Om mängden förorening överstiger några kilogram föreslås att mängden betraktas som stor.

Troligtvis kommer majoriteten av objekten att hamna i den del av matrisen som anger ”Hög uppmätt föroreningshalt och/eller stor mängd förorening”. Därmed kommer prioriteringen till stor del bero på skyddsobjektens värde, känslighet och lokalisering.

Prioriterat skyddsobjekt

Vad som är ett ”prioriterat skyddsobjekt” eller inte är en värderingsfråga som utgår från aktuell markanvändning på objektet och i omgivningen samt vilka recipienter som förekommer. Exempel på skyddsobjekt vid båtuppställningsplatser är ofta grunda vikar i sjöar och hav eller människor (exempelvis närboende, verksamma på platsen eller tillfälliga besökare). De två sistnämnda rutorna är inte nödvändigtvis av samma prioriteringsgrad, det beror på förhållandena vid de enskilda objekten.

Avstånd till skyddsobjekt

Vad som kan antas vara ”litet avstånd” till skyddsobjekt är en subjektiv bedömning som beror på vilken typ av skyddsobjekt som är aktuellt och förhållandena på platsen. I matrisens ”Litet avstånd till skyddsobjekt” eller ”Stort avstånd till skyddsobjekt” kan man bedöma närheten till skyddsobjekt. Exempelvis hur nära ytvattenrecipienten man är eller hur nära det finns människor (närboende, förskolor etc.). Vad gäller ytvattenrecipienter kan man efter fältobservationer även ta hänsyn till om det finns möjlighet till fastläggning längs dagvattnets väg till ytvattenrecipienten (exempelvis är det sannolikt mer fastläggning om dagvattnet går genom ett dike än genom en rörledning).

Prioriteringsgrupper

De objekt som hamnar i den övre vänstra rutan föreslås få hög prioritet och bör åtgärdas så snart som möjligt. De objekt som däremot hamnar i den nedre högra rutan föreslås få låg prioritet och de kan troligen nedprioriteras för åtgärd. Objekt som hamnar i övriga två rutor kan komma senare i turordning eftersom de är lägre prioriterade än objekt i övre vänstra rutan.

Sammanfattning av Kapitel 5

- Det finns generella riktvärden KM och MKM från Naturvårdsverket för jord för summa organiska tennföreningar, TBT, DBT, MBT, diuron, Ir-garol och metaller.
- Det finns inga svenska jämförvärden för organiska tennföreningar i vatten. Däremot finns det holländska och norska riktvärden för ytvatten för organiska tennföreningar.
- Prioritering av objekt kan behöva göras på andra grunder än på halter som överskrider riktvärden eftersom det kan finnas många objekt med jord med höga föroreningshalter. En grund för prioritering kan då vara att studera vilka delar av riktvärdet som överskrids (exempelvis hälso-riktvärde, markmiljö, ytvatten) och om den exponerings-/spridningsvägen är aktuell vid objektet. En annan prioriteringsgrund kan vara att uppskatta mängden förorening (kilogram) som kan spridas till vattenmiljön vid respektive objekt. Även andra prioriteringsgrunder kan vara aktuella.
- Som en tankehjälp redovisas matriser för att gruppera båtuppställningsplatserna efter prioritet. Matriserna kan användas dels i ett tidigt skede för att prioritera vilka objekt som ska undersökas först, dels i ett senare skede för att prioritera objekt för åtgärder. Matriserna resulterar i en gruppering av objekt med hög prioritet, objekt där man kan avvakta med undersökning eller åtgärd samt objekt med låg prioritet.

6. Åtgärder

6.1 Allmänt

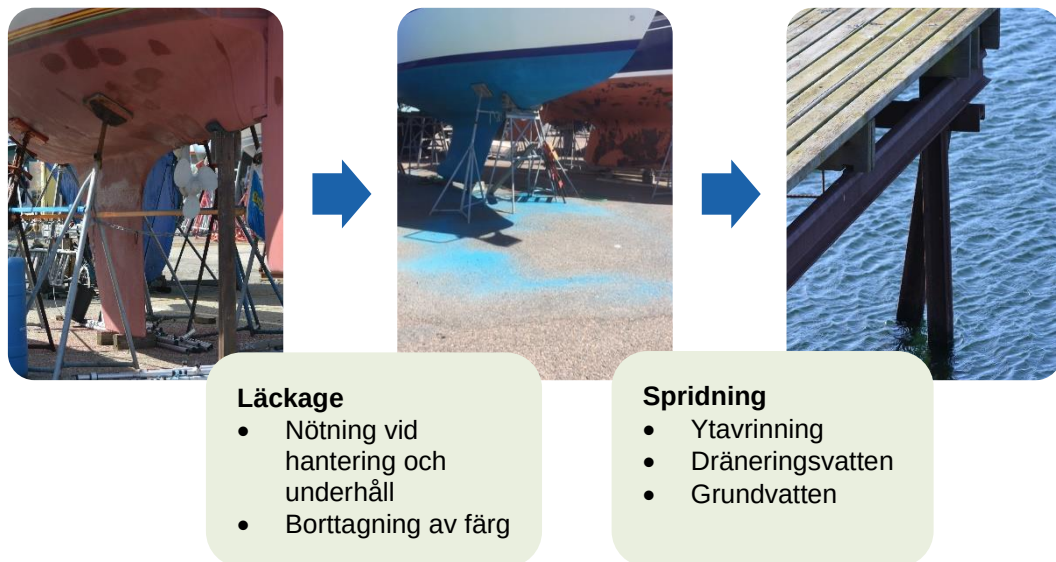
De föroreningar som oftast är dimensionerande (utgör den största risken) vid uppställningsplatser för fritidsbåtar härrör från de båtbottnfärger som skroven är behandlade med. Det har konstaterats att toxiska ämnen sprids kontinuerligt från båtarna. Spridning till mark sker genom nötning då båten tas upp eller läggs i vattnet, när den tvättas och skrubbas eller hanteras på annat sätt, se Figur 6-1.



Figur 6-1 Spridning av färg vid underhåll av båtbottn.
Foto: Helena Martinell, Göteborgs miljöförvaltning.

Om färgen tas bort från båten vid underhållsarbete, genom till exempel blästring eller skrapning, finns risk för stor tillförsel av förorening till marken. Dessa processer sker vid upprepade tillfällen, vilket gör att så länge det finns föroreningar på båtskroven kommer det ske ett tillskott av förorening till marken, se illustration av spridningskedjan i Figur 6-2. Föroreningen kan sedan förekomma som en sekundär föroreningskälla i marken, där den är mer eller mindre hårt bunden till partiklar och organiskt material. Från marken kommer därefter föroreningen att spridas genom ytvärning vid kraftiga regn, översvämningar, spolning av plattor etc. eller via grundvattenflöden för att sedan nå ytvattenrecipi-

enten och sedimenten. Om ytan är hårdgjord och relativt tät, kan spridning ske genom ytavrinning direkt vid regn eller spolning. Spridningen till ytvatten blir mindre och långsammare om möjligheterna till infiltration är större, till exempel om ytan är grusad. Detta gäller för förorening som ligger i ytan. Om förorening finns djupare ner, till exempel under en hårdgjord yta, ser spridningsprocesserna annorlunda ut.



Figur 6-2 Schematisk bild av föroreningsspridning vid båtuppställningsplatser. Föroreningen tillförs området via båtarna, från vilka spridning sker till mark. För att förhindra detta kan ämnena tas bort från skroven eller läckagevägen brytas. Förorening i mark kan via vatten spridas vidare till sediment och ytvatten, där effekterna kan bli stora. För att förhindra detta kan den förorenade marken åtgärdas eller spridningen begränsas.

Åtgärder bör sättas in så tidigt som möjligt i spridningskedjan, se Figur 6-2, för att undvika att förorening sprids till mark- eller vattenområden. Om åtgärder sätts in senare i spridningskedjan, utan att källan åtgärdats, kommer det åtgärdade området att bli återkontaminerat.

Att helt ta bort giftig färg från båtskroven, eller att aldrig använda sådana färger, innebär att den spridning av förorening till mark som konstaterats, upphör. För att föroreningar på ett markområde ska åtgärdas bör det först säkerställas att återkontaminering inte kan ske. Därmed är åtgärder för båtskrov att föredra, även ur ”förorenade områden-perspektivet”. Oavsett metod måste säkerhetsåtgärder vidtas så att inte arbetet leder till att området (mark, vatten, sediment) förorenas. Det är också viktigt att skyddsutrustning används, för att undvika hälsorisker.

På motsvarande sätt sker tillförsel av föroreningar från mark till sediment kontinuerligt, genom till exempel ytavrinning, dräneringar och grundvattenflöden. Om sedimenten åtgärdas medan intilliggande båtuppställningsplats är förorenad, kommer sedimentområdet att återkontamineras. För att undvika detta bör marken åtgärdas, eller spridning förhindras, innan sedimenten åtgärdas.

Som tidigare nämnts fokuseras i denna publikation på förorenade markområden och hur dessa bör hanteras. Åtgärder för båtar ligger därmed utanför uppdragets avgränsning. Information och rekommendationer kan erhållas från andra aktörer, till exempel projektet Skrovmålet 2018/2020 som drivs av Transportstyrelsen eller på <http://batmiljo.se>, en webbplats som finansieras av Havs- och vattenmyndigheten och Svenska Båtunionen.

6.2 Åtgärdsutredning

I åtgärdsutredningen sammanställs genomförbara åtgärdsalternativ. Alternativen kan omfatta både olika tekniker, kombinationer av tekniker och olika åtgärdsnivåer. Mer att läsa om detta finns i Naturvårdsverket vägledning (2009c).

Vilka typer av åtgärder som kan tillämpas beror på hur föroreningsituationen ser ut. Resultat från utförda undersökningar är därför ett viktigt underlag i detta skede. Vid uppställningsplatser för fritidsbåtar förekommer föroreningarna ofta i ett tunt skikt vid markytan. De förorenade massorna är då lätt tillgängliga för åtgärder som innebär att massor grävs upp för omhändertagande på annan plats eller för bearbetning på plats och återläggning. Det har också konstaterats att de dimensionerande föroreningarna ofta förekommer bundna till partiklar, jordkorn eller färgflagor. Detta gör att metoder som skiljer ut partiklar, från vattenfasen, kan vara tillämpliga. Vid val av åtgärd måste också beaktas vad som ska uppnås med åtgärden. Många uppställningsplatser används på sådant sätt att de närmast motsvarar MKM-områden enligt Naturvårdsverkets generella scenarier, men som tidigare nämnts kan det inte uteslutas att områdena används på andra sätt under perioder då de inte behövs för förvaring av båtar. Hur området används/ska användas måste avgöras för det specifika fallet, och önskad riskreduktion måste beaktas vid val av åtgärd.

Utgångspunkten vid efterbehandling av förorenade områden är att den som orsakat föroreningen också är den som ska bekosta undersökningar och åtgärder. Vid båtuppställningsplatser är det i många fall båtklubbarna som är ansvariga för föroreningen. Information om ansvarsförhållanden vid denna typ av objekt ges i publikationen ”Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar – Ansvar och finansiering” (SGI, 2018).

I vissa fall kan temporära åtgärder, se Avsnitt 6.5, komma ifråga om ansvarig för föroreningen inte har ekonomiska möjligheter att direkt utföra en omfattande åtgärd. Syftet med sådana temporära åtgärder kan vara att minska spridningen till känsliga vattenmiljöer eller exponeringen för människor. Sådana åtgärder är sällan långsiktigt hållbara, och på sikt bör föreningen/bolaget/fastighetsägaren avsätta medel för att kunna utföra slutgiltiga åtgärder. En nackdel med de temporära åtgärderna är att de kräver kontroll och underhåll för att funktionen ska säkerställas. Därmed är de behäftade med återkommande kostnader.

Ett annat sätt att fördela kostnaderna på flera år eller att skjuta större kostnader till ett lämpligare tillfälle, är att utföra delåtgärder. Om undersökningarna har visat att det inom ett visst egenskapsområde förekommer kraftig förorening (en hotspot) är detta i allmänhet mer brådskande att åtgärda än övriga områden. En lösning kan då vara att schakta bort dessa kraftigt förorenade massor för deponering och lämna kvar övriga. För övriga delområden, där halterna är lägre, kan temporära åtgärder (till exempel övertäckning) utföras och planering göras för senare slutlig åtgärd.

För båtklubbarna finns också andra aspekter (förutom kostnader och myndighetskontakter) som behöver hanteras i samband med åtgärd. Beroende på val av metod, kan åtgärden vara tidskrävande och ta stora ytor i anspråk, vilket gör att verksamheten påverkas på kort och ibland även på lång sikt. Det krävs noggrann tidsplanering för att minimera störningar på verksamheten.

De åtgärdstekniker som beskrivits som möjliga ovan jämförs med varandra i Tabell 6-1. I vissa fall kombineras metoder för att uppnå ett bättre resultat eller en minskad påverkan på miljön.

Tabell 6-1 Förslag på åtgärdsalternativ för uppställningsplatser för fritidsbåtar.

Åtgärdsalternativ	Beskrivning	Jämförelse med andra alternativ
Nollalternativ	Ingen åtgärd	Används som nollnivå vid jämförelse av alternativ.
Restriktion och kontroll		
Instängsling, begränsning av tillgänglighet	Stängsel eller skyltar sätts upp för att förhindra att människor exponeras för förorening.	Föroreningarna finns kvar, åtgärdsbehov kvarstår. Kräver underhåll. Relativt låg kostnad.
Kontrollprogram	Kontroll av att spridning till känsliga skyddsobjekt inte sker (eller inte ökar). Regelbunden provtagning av till exempel dagvatten.	Föroreningarna finns kvar, åtgärdsbehov kvarstår. Återkommande provtagning. Relativt låg kostnad.
Åtgärder för jord och dikesmassor		
Schakt och deponi	Förorenade massor grävs bort och transporteras till deponi med tillstånd för att ta emot aktuell typ av massor.	Föroreningen borttagen från platsen. Engångsåtgärd. Relativt kostsam.
Koncentrera förorening genom bearbetning följt av deponi	Massorna schaktas upp, siktas mekaniskt eller tvättas innan den förorenade fraktionen körs till deponi och en mindre förorenad fraktion används för återfyllnad.	Mindre mängd naturresurser förbrukas jämfört med enbart schakt och deponi. Pilottest behövs för att utvärdera om metoden fungerar på aktuella massor och om det går att få ut en tillräckligt ren fraktion. De mer avancerade tvättmetoderna kan vara mycket kostsamma.
Inkapsling	Föroreningen innesluts med täta material som täckning och som vertikala barriärer. Kan liknas vid en platsbyggd deponi, men tätskikt i botten saknas. Grundvatten leds förbi föroreningen.	Föroreningen finns kvar (noteras i EBH-stödet). Spridning begränsad. Kontrollprogram och underhåll kan krävas. Mindre förbrukning av naturresurser än en del andra metoder. Relativt låg kostnad.
Stabilisering och solidifiering	De förorenade massorna blandas med cement, reaktiv aska, bentonit eller annat bindemedel. För vissa föroreningar, till exempel TBT, kan även ett additiv, aktivt kol eller dylikt, behövas för att binda föroreningen.	Föroreningen finns kvar (noteras i EBH-stödet). Pilottest nödvändigt. Spridning begränsad. Kontrollprogram krävs troligen. Osäker kostnad.
Åtgärder för vatten		
Sedimentation	Den enklaste varianten av sedimentation är att partiklar (med bundna föroreningar) sjunker då ett vattenflöde stannar upp i till exempel en damm. Sedimentation kan också ske i brunnar i dagvatten- och dräneringssystem.	Föroreningen finns kvar, åtgärdsbehov kvarstår (noteras i EBH-stödet). Spridningen begränsad. Kräver underhåll. Relativt låg kostnad.
Filter	För dessa objekt är troligen filtermaterial bestående av kol eller naturligt organiskt material (till exempel torv) mest lämpliga. Filtren kan anläggas i en behållare ovan mark till vilken det förorenade vattnet pumpas eller som ett markfilter genom vilket vattnet passerar genom det naturliga flödet.	Föroreningen finns kvar, åtgärdsbehov kvarstår (noteras i EBH-stödet). Spridningen begränsad. Kräver underhåll. Relativt låg kostnad.

6.3 Möjliga åtgärstekniker för mark

Om ett förorenat område bedöms kunna utgöra en risk för miljön eller människor, kan efterbehandling bli nödvändig. En åtgärd innebär i de allra flesta fall att föroreningskällan på platsen reduceras. Detta kan göras genom **destruktion** av föroreningar, **koncentrering** av föroreningar genom bearbetning till en mindre volym för omhändertagande, **omvandling** av föroreningar till mindre farliga ämnen, **fastläggning** av föroreningar och slutligen **deponering eller inneslutning** av obehandlade föroreningar (Naturvårdsverket, 2009c). De föroreningar som normalt är dimensionerande vid båtuppställningsplatser bryts ned långsamt (TBT) eller inte alls (koppar, zink). Därför är inte destruktion och knappast heller omvandling möjliga metoder. Däremot skulle koncentrering av föroreningar genom bearbetning, fastläggning och deponering/inneslutning kunna användas. Exempel på sådana metoder ges nedan. Utförligare beskrivningar finns på Åtgärdsportalen (www.atgardsportalen.se).

För att på ett effektivt och kostnadseffektivt sätt uppnå den riskreduktion som behövs för det aktuella objektet kan en kombination av ovanstående metoder användas.

6.3.1 Koncentrering av föroreningar genom bearbetning

Jordtvätt är en form av koncentrering av föroreningar och kan utgöras av mekaniska och fysikaliska processer, med eller utan vatten och tvättkemikalier. Föroreningar bestående av metaller och andra oorganiska ämnen är ofta bundna till de finare fraktionerna i marken. Vid jordtvätt separeras det förorenade materialet från övriga massor, vilket gör att den volym som ska omhändertas blir betydligt mindre. En enkel form av jordtvätt är siktnings av materialet vid naturlig fukthalt. Vidare kan ett antal olika processer med vatten och eventuellt någon kemikalie användas. Problem som kan uppkomma är damning (vid siktnings) eller att stora volymer förorenat vatten måste omhändertas (vid våta processer).

6.3.2 Stabilisering och solidifiering

Stabilisering och solidifiering innebär att föroreningen kapslas in med till exempel cement och reaktiv aska. Resultatet blir ett betongliknande material, som kan användas som köryta, uppställningsplats eller parkering. För en del föroreningar, bland annat TBT kan ett additiv som aktivt kol behövas för att binda föroreningen. En osäkerhet med denna metod är att halterna på båtuppställningsplatser ofta är mycket höga och därmed troligen inte kan fastläggas med de metoder som normalt används. För att klarlägga detta behöver tester göras.

6.3.3 Deponering eller inneslutning

Deponering kan göras på annan plats (deponi med tillstånd att ta emot förorenade massor) efter schaktning och eventuellt koncentrering av föroreningar genom bearbetning. Inneslutning på plats innebär att föroreningen kapslas in så att utlakning och spridning förhindras.

6.4 Möjliga åtgärstekniker för vatten

I vissa fall, till exempel i väntan på att föroreningskällan ska åtgärdas, kan metoder för att förhindra spridning av föroreningen användas för att skydda ytvattenmiljön eller människor. Detta innebär främst att förorenat vatten behandlas på något sätt. Om ytan är hårdgjord väntas betydande spridning kunna ske genom avrinnande vatten (dagvatten). Vid sådana platser kan därför behandling av dagvatten ge stor effekt på miljön i recipienten. Om det finns dräneringsledningar kan dessa utgöra en betydande spridningsväg, oavsett om ytan är hårdgjord eller inte. Då aktuella föroreningar ofta är bundna till partiklar (färgflagor eller jord) kan stora mängder förorening finnas i dagvattenledningar och -brunnar. För att förhindra att dessa når recipienten vid kraftiga flöden är det viktigt att ledningar och brunnar slamsugs eller rensas på annat sätt regelbundet. I många fall kanske det inte finns några sedimentationsmöjligheter i dagvattensystemet, det kan utgöras av enkla ledningar som leder rakt ut i havet/sjön. I sådana fall kan installation av en sedimentationsbrunn medföra kraftigt minskad spridning.

Beroende på om ytavrinnande vatten, dagvatten eller grundvatten ska behandlas, kan olika metoder behöva användas. Nedan nämns lämpliga metoder, beskrivningar finns på Åtgärdsportalen (www.atgardsportalen.se).

6.4.1 Sedimentation

TBT, liksom många metaller, binder gärna till partiklar. Därmed kan de sedimentera om vattenflödet bromsas upp i en brunn, damm eller bassäng. Sedimentation är främst lämpligt för dag- och ytvatten.

6.4.2 Filter

Filtrering innebär att föroreningen fastläggs i ett filtermaterial. Filtrering kan göras antingen genom att vatten pumpas genom en anläggning vid markytan eller i form av ett passivt flöde genom ett markfilter. Filtermaterialen kan vara till exempel torv eller aktivt kol. Naturliga bäckar eller befintliga diken kan utgöra naturliga filter som minskar tillförseln av toxiska ämnen till recipienten.

6.5 Temporära skyddsåtgärder, restriktioner och kontrollprogram

I väntan på, eller som komplement till, en åtgärd kan ett kontrollprogram initieras. Kontrollprogrammet ska vara väl genomtänkt och utformat för ändamålet. De undersökningar och mätningar som görs ska vara tätt förknippade med det som ska kontrolleras, så att de direkt visar om det sker någon oönskad spridning, om recipienten påverkas, om risker för människor uppkommer etc. Kontrollprogram kan även användas för kontroll av en pågående åtgärd, till exempel för att säkerställa effekten av sedimentation. Undersökningar inom ett kontrollprogram ska göras med regelbundna intervall, så att förändringar kan upptäckas.

I avvaktan på att föroreningen åtgärdas och om riskerna bedöms vara akuta kan åtgärder vidtas för att hindra spridning till miljön eller exponering för människor. Sådana åtgärder åtgärdar alltså inte föroreningen, men begränsar exponeringen. Exempelvis kan stängsel sättas upp eller rekommendationer för vistelse på området upprättas. För att minska riskerna för spridning kan ytan hårdgöras för att minska infiltrationen eller avrinnande vattnet omhändertas.

6.6 Riskvärdering

Riskvärderingen är en process som ska resultera i ett beslutsunderlag för val av åtgärdsalternativ. I riskvärderingen görs jämförelser av möjliga åtgärdsalternativ för ett enskilt förorenat område. Prioritering mellan olika objekt görs inte i denna process. Ett av åtgärdsalternativen brukar formuleras som ett noll-alternativ, dvs. att inte göra något. Övriga alternativ kan omfatta olika metoder och kombinationer av metoder samt olika åtgärdsnivåer. Resultatet av riskvärderingen blir ett förslag till åtgärdsalternativ som är mest lämpligt för det aktuella objektet. För beskrivning av processen för riskvärdering hänvisas till Naturvårdsverket (2009c). I det följande ges rekommendationer för vad som särskilt behöver beaktas för båtuppställningsplatser.

Riskvärdering behöver göras på ett systematiskt och transparent sätt. Därför kan det vara lämpligt att använda ett verktyg eller mall, och att följa en metodik. Det finns många olika verktyg som kan användas, exempelvis det SGI tagit fram; *SAMLA – för förorenade områden*. Verktyget och en tillhörande handledning finns fritt tillgängligt på SGI:s webbplats (www.swedgeo.se). Med hjälp av SAMLA kan man göra en systematisk jämförelse mellan nollalternativet och övriga åtgärdsalternativ baserat på åtgärdernas hållbarhet, både ur miljömässig, social och ekonomisk synvinkel. Grundtanken är att den åtgärd som är mest lämplig ur hållbarhetssynpunkt ska kunna identifieras. Detta görs genom att ett antal indikatorer poängsätts för varje åtgärdsalternativ. Den systematiska uppställningen medger att mätbara indikatorer (kostnader, mängder m.m.) kan vägas samman med indikatorer som inte är mätbara (estetik, rättvisa m.m.).

I Tabell 6-2 ges ett förslag på indikatorer som kan ingå vid riskvärdering för båtuppställningsplatser. Vilka indikatorer som behöver beaktas är platsspecifikt. Det beror inte bara på vilken typ av verksamhet som bedrivits, utan också på platsens förutsättningar. Därför kan några av indikatorerna i tabellen vara överflödiga för ett enskilt objekt och ytterligare indikatorer kan behöva beaktas för vissa objekt.

Tabell 6-2 Förslag på indikatorer som bör beaktas vid riskvärdering av åtgärdsalternativ vid förorenade uppställningsplatser för fritidsbåtar.

Indikator	Innebörd
1. Jord och mark	Markkvalitet och markens möjlighet att fylla sina funktioner i ekosystemet.
2. Grundvatten	Grundvattnet och grundvattenberoende ekosystem, spridning av föroreningar, kemisk status, möjlighet till dricksvattenuttag.
3. Ytvatten och sediment	Ytvatten och sediment, inklusive ekosystem som är beroende av dessa medier. Spridning av föroreningar, kemisk och biologisk status, mobilisering av föroreningar i sedimenten, översvämningsrisk, möjlighet till dricksvattenuttag.
4. Luft	Utsläpp till luft från maskiner och fordon under åtgärd och transporter.
5. Naturresurser och avfall	Nyttjande av begränsade resurser som återfyllnadsmassor och drivmedel av fossilt ursprung. Produktion och kvittblivning av avfall.
6. Hälsa och säkerhet	Reduktion av risker för människors hälsa, ökade risker under åtgärdens genomförande.
7. Etik och jämlikhet	Förorenaren betalar, rättvisa mellan generationer, etiskt acceptabel åtgärd med mera.
8. Fysisk och social närmiljö	Möjligheter att använda ytan efter åtgärd, störningar under åtgärd.
9. Osäkerhet och evidens	Kvalitet på underlaget. Rimlighet för åtgärds mål.
10. Direkta kostnader och nyttor	Kostnad för åtgärd och uppföljning, ansvarsbefrielse
11. Indirekta kostnader och nyttor	Värdeökning, omfördelning av kostnader internt, good will
12. Projektgenomförande och flexibilitet	Engångsåtgärd, behov av ytterligare åtgärder eller långsiktigt underhåll. Robusthet för klimatförändring.

Oavsett vilken typ av åtgärd som ska vidtas bör man eftersträva en dialog mellan verksamhetsutövare och tillsynsmyndighet inför beslut om hur åtgärden ska genomföras, mål för densamma och så vidare. För de flesta åtgärder krävs att en anmälan om avhjälpande-åtgärd enligt förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd lämnas till tillsynsmyndigheten. Sådan anmälan krävs då det som ska utföras riskerar att öka spridningen av föroreningarna, alltså i vissa fall även för undersökningar. Vägledningsmaterial beträffande sådan anmälan finns på www.ebh-portalen.se. Många åtgärder som utförs i anslutning till vatten, behöver tillstånd till vattenverksamhet enligt miljöbalken och ibland strandskyddsdispens. Om stängsel eller annan avspärrning ska sättas upp kan dispens från strandskyddet krävas. Ibland kan även andra typer av tillstånd och dispenser behövas till exempel för behandling av förorenade jordmassor.

Sammanfattning av Kapitel 6

- Föroreningar från båtbottnfärger sprids kontinuerligt från båtskrov till mark och sedan vidare till ytvatten och sediment. Åtgärder bör sättas in så tidigt som möjligt i denna spridningskedja.
- Åtgärder kan utföras stegvis. De mest allvarliga riskerna kan åtgärdas genom bortforsling av kraftigt förorenade massor eller genom att restriktioner för området införs.
- Relativt enkla, och sannolikt effektiva, åtgärder för dessa objekt är schaktning av yttligt förorenad jord och behandling av dagvatten genom sedimentation.
- I riskvärderingen kan intressenterna tillsammans bedöma vilket åtgärdsalternativ som bäst uppfyller ställda krav och önskemål för det specifika objektet.

7. Referenser

- Bengtsson, H, 2017, Länsstyrelsen i Västra Götaland, personlig kommunikation.
- Bengtsson, H & Wernersson, A, 2012, *TBT, koppar, zink och Irgarol i dagvatten, slam och mark i småbåtshamnar, Västra Götalands län 2011*, Rapport 2012:16, Västra Götalands län, Göteborg.
- EBH-stödet, 2017-07-21, *Branschen Hamnar – fritidsbåtar* (primär och sekundär bransch)
- EBH-stödet, 2017-09-13, *Flottningsverkstad i Stavre*, ID: 166564
- EBH-stödet, 2017-09-13, *Indalsälvens Flottningsförening, Bomsund*, ID: 166385
- EBH-stödet, 2017-09-13, *Ångermanälven flottningsförening, Strömsund*, ID: 177014
- Eklund, D & Eklund, B, 2011, *Förening av båtuppläggningsplatser – en sammanställning av utförda undersökningar i svenska kustkommuner*, ITM-rapport nr 208, Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholm.
- Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 782/2003 av den 14 april 2003 om förbud mot tennorganiska föreningar på fartyg, (EUT L 115, 9.5.2003, s. 1)
- Goicoechea Feldtmann, M, 2017, Österåkers kommun, miljö- och hälsoskyddsenheten, personlig kommunikation.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2015, *Båtbottentvättning av fritidsbåtar, Riktlinjer, reviderad upplaga 2015*, Havs- och vattenmyndighetens rapport (ursprungsrapport 2012:10), Göteborg.
- Havs- och vattenmyndigheten och Svenska Båtunionen. <http://www.batmiljo.se>
- ITRC, 2012, *Incremental Sampling Methodology, ISM-1*, Interstate Technology & Regulatory Council, Incremental Sampling Methodology Team, Washington, DC. www.itrcweb.org
- IVL, 2016, *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment, A review of existing data*, Report Number C 183, Swedish Environmental Research Institute, Stockholm (Revised March 2017).
- Magnusson, M, Borgegren, A, Granmo, Å & Cato, I, 2005, *Eventuellt samband mellan halten tennföreningar i vävnaden hos nätsnäcken Nassarius nitidus och halten tennföreningar i sedimentet*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Miljödirektoratet, 2016, *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*, Veileder, M-608, Miljödirektoratet, Trondheim.
- Miljösamverkan Halland och Miljösamverkan Västra Götaland, 2017, *Handläggarstöd fritidsbåtshamnar*.
- Naturvårdsverket, 1994, *Vägledning för miljötekniska markundersökningar, Del 1: Strategi*, Rapport 4310, Naturvårdsverket, Solna.
- Naturvårdsverket, 1999, *Metodik för inventering av förorenade områden*, Rapport 4918, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Naturvårdsverket, 2009a, *Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning*, Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2009b, *Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*, Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2009c, *Att välja efterbehandlingsåtgärd, En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*, Rapport 5978, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2009d, *Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord*, Rapport 5932, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2011, *Branscher inom vilka objekten ska inventeras respektive endast identifieras i det efterbehandlingsarbete som utförs med bidrag från Naturvårdsverket*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2016a, *Uppdaterat beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark*, Naturvårdsverket, Stockholm. <http://www.naturvardsverket.se>
- Naturvårdsverket, 2016b, *Datablad för Organiska Tennföreningar*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Rijkswaterstaat Environment, 2013, *Soil Remediation Circular 2013*, Rijkswaterstaat Environment, Ministry of Infrastructure and the Environment. <http://rwsenvironment.eu>
- SGF, 2011, *Hantering och analys av prover från förorenade områden, Osäkerheter och felkällor*, Rapport 3:2011, Svenska Geotekniska Föreningen.
- SGF, 2013, *Fälthandbok för undersökning av förorenade områden*, Rapport 2:2013, Svenska Geotekniska Föreningen.
- SGI, 2018, *Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar – Ansvar och finansiering*, SGI Publikation 43, Statens geotekniska institut, Linköping.
- SGU, 2013, *Bedömningsgrunder för grundvatten*, SGU Rapport 2013:01, Sveriges geologiska undersökning, Stockholm.
- SIS, 2015, *Markundersökningar – Terminologi*, SS-EN ISO 11074:2015, Swedish Standards Institute, SIS, Stockholm.
- Skrovmålet 2018/2020, samverkansprojekt som drivs av Transportstyrelsen, www.transportstyrelsen.se
- Strand, J, 2000;2001;2002;2003;2004, *Biologisk effektmonitoring af TBT*. In Marine områder – Miljøtilstand og udvikling hhv. 1999, 2000, 2001 and 2002. Faglig rapport fra DMU nr. 333 (Ed. Hansen J.), Nr. 375 (Ed. Henriksen P.), Nr. 419 (Ed. Ærtebjerg G), Nr. 467 (Ed. Rasmussen MB), Nr. 513 (Ed. Ærtebjerg, G. & Andersen, J.H.).
- Sweco, 2003, *Underlag för riskklassning av småbåtshamnar, Provtagning av jord och sediment i några olika småbåtshamnar inom Västra Götalands län*, Sweco VIAK, 2003-10-21
- Sweco, 2014a, *Kompletterande provtagning av jord vid Kapurja båtupplag*, Sweco Infrastructure, 2014-01-08.

- Sweco, 2014b, *Kompletterande provtagning av jord vid Kapurja båtupplag*, Sweco Infrastructure, 2014-02-04.
- Transportstyrelsen, 2016, *Båtlivsundersökningen 2015, En undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används*, Transportstyrelsen, Dnr: TSG 2016-534.
- Transportstyrelsen, 2017, *Giftfri båtbottnen – så här gör du*, broschyr utgiven inom projektet Skrovmålet.
- Viglino, L, Pelletier, E & St-Louis, R, 2004, 'Highly persistent butyltins in northern marine sediments: A long-term threat for the Saguenay Fjord (Canada)', *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 23, no. 11, pp. 2673-2681.

Bilagor

Bilaga 1.

Checklista för undersökningssteg 1

Nedanstående checklista kan vara en hjälp för att ställa krav på innehåll alternativt bedöma kvaliteten på undersökningar av båtuppställningsplatser i undersökningssteg 1.

Lokalisering och platsförhållanden

- Har en ledningsinventering gjorts genom till exempel webbplatsen www.ledningskollen.se?
- Har en ledningsinventering gjorts genom intervjuer eller andra lokala källor?
- Har förekomst av spolplattor med eventuell reningsanläggning beskrivits?
- Har känd eller misstänkt ledningsdragning samt utloppspunkter markerats på karta eller flygfoto?
- Har läget för och avstånd till ytvattenrecipienter markerats på karta eller flygfoto?
- Har recipienternas sårbarhet för belastning (organiska tennföreningar, koppar, zink och bly) beskrivits med stöd av information från länsstyrelsen eller annan miljöövervakning?
- Har antalet båtklubbar/hamnar som påverkar samma recipient (eller del av recipient) uppskattats med stöd av information från till exempel tillsynsmyndighet?
- Har förekomst av hårdgjorda respektive genomsläppliga ytor markerats på karta eller flygfoto?
- Har undersökningsytans storlek angetts?
- Har tecken på utfyllnad eller omflyttning av massor noterats?
- Har information inhämtats om till exempel översvänningsrisker och havsnivåhöjning?
- Har information inhämtats om temporärt avvikande markanvändning sommartid när båtuppställningsplatsen är tom?

Provtagningsplan

- Har syfte och mål för provtagningen beskrivits?
- Har egenskapsområden definierats?
- Har fördelningen av samlingsprover över egenskapsområden/undersökningsytan motiverats?
- Har provtagningsstrategin tagit hänsyn till risken att förorenat material späds ut med renare material?
- Har provpunkternas läge markerats på karta eller flygfoto?
- Har valet av provtagningsmetod för jordprover motiverats?
- Har det säkerställts att upptagna prover på djupet sparas ifall analyserna behöver kompletteras utan att man behöver utföra ett nytt fältarbete?
- Beskrivs metoden för återfyllnad av provgruperna så att uppgrävda massor läggs på samma djup som de kommer från?
- Har valet av analysparametrar motiverats utifrån syftet med provtagningen?

Fältarbete

- Har provpunkternas läge markerats på fältkarta?
- Har jordlagerföljden beskrivits?
- Lämnas uppgifter om inträngande vatten i provgroparna?
- Har återfyllnad av uppgrävda massor skett? I så fall, hur?

Redovisning och utvärdering av resultat

- Redovisas det inom vilka egenskapsområden uppmätta halter överskrider generella riktvärden?
- Görs en bedömning av förorenade respektive rena ytor?
- Görs en bedömning av föroreningens djup och mäktighet?
- Anges det vilka risker som halterna bedöms kunna ge upphov till?
- Bedöms risken för spridning till recipient (via till exempel ytavrinning, ledningar, erosion eller grundvatten)?
- Bedöms den teoretiska risken för spridning via ytavrinning och dagvattenavledning?



Statens geotekniska institut
Postadress: 581 93 Linköping
Tel: 013-20 18 00
E-post: sgi@swedgeo.se

www.swedgeo.se
