

Poliklorlu Bifeniller ve Sucul Yaşam *Polychlorinated Biphenyls and Aquatic Life*

Gül ÇELİK ÇAKIROĞULLARI¹, Selçuk SEÇER²

¹T.C. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, Ankara İl Kontrol Laboratuvar Müdürlüğü, Ankara

²Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Mühendisliği Bölümü, Ankara

Özet: Suda PCB'ler sediment ve diğer organik maddeler üzerine adsorbe olurlar. Deneysel çalışmalar ve izleme çalışmaları PCB konsantrasyonlarının sediment tabakasında ve askıdaki katı maddede, su kolonuna göre daha yüksek olduğunu göstermiştir. Özellikle yüksek seviyede klor ihtiva eden poliklorlu bifenillerin sediment tabakasına adsorbsiyonu volatilizasyon oranını düşürür. PCB'lerin adsorbsiyonu sucul çevrede bu maddelerin uzun yıllar boyunca kalmasına sebebiyet verse de su kolonuna karışmaları abiotik ve biyotik yollarla olmaktadır. Sucul sedimentteki poliklorlu bifenil miktarları çevresel çökeltme sonucu oluştuğu gibi, aynı zamanda çevrede poliklorlu bifenil döngüsü için rezervuar görevi yapar. Poliklorlu bifenillerin birçoğu çevrede sucul sedimentte bulunurlar. Genel olarak yüksek derecede klorlanmış bileşikler daha fazla akümüle olurlar. Birçok poliklorlu bifenilin biyokonsantrasyon faktörleri balık, karides, midye gibi sucul türlerde deneysel olarak tespit edilmiş ve 200'den 70000 veya daha yüksek değerlere kadar değiştiği tespit edilmiştir. Açık denizde yüksek trofik seviyelerde poliklorlu bifeniller biyoakümüle olurlar ve bu birikim yüksek predatörlerde özellikle yüksek oranda klorlanmış bifenillerin artan oranı olarak görülür.

Anahtar kelimeler: Poliklorlu bifeniller, Sediment, Su, Balık, Sucul yaşam.

Abstract: In water, PCBs are adsorbed on sediments and other organic matter; experimental and monitoring data have shown that PCB concentrations in sediment and suspended matter are higher than those in associated water columns. Strong adsorption on sediment, especially in the case of the higher chlorinated PCBs, decreases the rate of volatilization. Although adsorption can immobilize PCBs for relatively long periods in the aquatic environment, desorption into the water column has been shown to occur by both abiotic and biotic routes. The substantial quantities of PCBs in aquatic sediments can therefore act as both an environmental sink and a reservoir of PCBs for organisms. Most of the environmental load of PCBs has been estimated to be in the aquatic sediment. Experimentally determined bioconcentration factors of various PCBs in aquatic species ranging from 200 up to 70000 or more. In the open ocean, there is bioaccumulation of PCBs in higher trophic levels with an increased proportion of higher chlorinated biphenyls in higher ranking predators.

Key words: Polychlorinated biphenyls, Sediment, Water, Fish, Aquatic life.

1. Giriş

Dünyadaki su kaynakları insanların doğayı tehdit eden davranışlarıyla doğru orantılı olarak insan sağlığını tehdit eder hale gelmiştir. Endüstri kollarında ve tarımsal mücadelede kullanılan poliklorlu bifeniller, DDT gibi organik klorlu bileşiklerin doğadaki kalıcılıkları, yani parçalanma sürelerinin uzun yıllar olması ve besin zincirine bulaşarak hayvanların ve insanların yağ dokularında birikmeleri bu bileşiklerin doğadaki döngülerinin tehlikesini arttırmaktadır (Anonymous, 1999).

Poliklorlu bifeniller (PCB'ler), bifenil halkasının klorlanması ve 1-10 hidrojen atomunun klor ile yer değiştirmesi ile oluşur. Kimyasal formül $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ olarak ifade edilir ve formüldeki n moleküldeki klor atomlarının sayısını gösterir. Poliklorlu bifeniller ticari olarak Arochlor, Kanechlor gibi isimlerle adlandırılmış endüstrinin çeşitli kollarında kullanılmak üzere insanlar tarafından üretilmiş kimyasal bileşiklerdir. PCB'lerin toplam sayısı 209'dur (Anonymous, 1992). Özellikle kapalı

sistemlerde transformatörler ve büyük kondensatörlerde yalıtımı sağlamak amacıyla ve yine kapalı sistemlerde ısı transferinde, hidrolik sistemlerde kullanılmaktadır. Açık sistemlerde ise makine ve biçimlendirici yağların formülasyonunda, plastik üretiminde ve yapıştırıcılarda, boya katkı maddeleri ve karbon kopya kağıtlarında mürekkep solventi olarak kullanılmışlardır (Anonymous, 1993; Moffat ve Whittle 1999). Rusya dışında üretimleri 1970’li yılların sonuna doğru yasaklanmış olmasına karşın bugüne kadar üretilmiş olan miktarın üçte birinin çevreye yayıldığı ve kirlilik yükünün büyük bir çoğunluğunun su ortamında sedimentte biriktiği tahmin edilmektedir (Anonymous, 1993). Geri kalan poliklorlu bifeniller ise halen kullanımda veya atık stoklarında çevreye yayılma tehlikesi oluşturmaktadır. Poliklorlu bifeniller aynı zamanda atık yakılması ve PVC (polivinil klorür) üretimi gibi organik klorlu bileşiklerin üretimleri sırasında istenmeyen yan ürünler olarak da ortaya çıkmaktadır (Anonymous 1993). Hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar sonucu poliklorlu bifenillerin insanlar üzerinde kanserojenik etkilerinin olduğu bilinmektedir (Anonymous, 1999). Dünyada, bir milyon tonun üzerinde poliklorlu bifenil ticari olarak üretilmiştir. Amerika Birleşik Devletleri’nde 1930 yılından sonra yıllık üretim düzenli bir şekilde artmış ve 1970 yılında maksimum değer olan 33000 tona ulaşmıştır. 1970 yılından sonra USA’daki en büyük üretici olan Monsanto şirketinin gönüllü olarak ve satışlarını sınırlandırmasıyla üretim çok belirgin bir şekilde düşmüştür (Anonymous, 1993). 1980-1984 periyodu boyunca, EEC üye ülkelerindeki üretim şu şekildedir: Almanya, 24200; Fransa, 16200; İtalya, 4500 ve İspanya, 3400 tondur. 1984 yılından sonra üretim yalnızca Fransa ve İspanya’da devam etmiştir (Bletchly, 1985; Anonymous, 1987).

2. Çevrede Poliklorlu Bifenillerin Dağılımı

Çevrede poliklorlu bifenillerin dağılımı Jensen’in yaban hayvanı örneklerinden organik klorlu pestisitlerin gaz-likit kromatografi ile ayrımı esnasında, bilinmeyen piklerin orijinlerini belirlemek üzere 1964’te başlattığı araştırmaya kadar bilinmemekteydi. 1966 yılında Jensen ve arkadaşları bu piklerin poliklorlu bifenillerin varlığından kaynaklandığını bulmuşlar ve daha sonra dünyanın bir çok yerinde yapılan çalışmalar poliklorlu bifenillerin çevresel örneklerde çok geniş bir dağılım gösterdiğini ortaya çıkarmıştır (Anonymous, 1993). Kaza sonucu PCB’ler ile kontamine olmuş gıdaların tüketimi sonucu insanlarda ve evcil hayvanlarda zehirlenmeye ilişkin ciddi olaylar patlak vermiş ve bu olaylar PCB’lerin hayvanlar ve besin zinciri üzerine toksik etkilerinin araştırılmasına yönelik çalışmalara hız vermiştir (Anonymous, 1993).

Poliklorlu bifeniller normal koşullar altında kimyasal olarak stabildirler. Çok sayıda oksidan ve kimyasallara karşı çok dirençlidirler. Çok yüksek sıcaklıklarda (170°C sıcaklığa kadar) oksijenin veya bazı aktif metallerin varlığında uzun periyodlar boyunca kimyasal olarak yapılarını değiştirmeden kalabildikleri ve pratikte suda çözünemeyen bir yapı göstermekle beraber hidrokarbonlar, yağlar ve diğer organik bileşenlerde kolaylıkla çözünebildikleri ve yağlı dokular tarafından absorbe edildikleri belirtilmiştir (Anonymous, 1993).

Poliklorlu bifeniller, mükemmel kimyasal ve fiziksel özelliklerinden dolayı endüstride çok yaygın bir şekilde kullanılmışlardır. PCB’lerin yaygın bir şekilde kullanılmış olmaları da hava, su, toprak ve sedimentlerin de bu toksik maddelerle kontamine olmasına yol açmıştır (Anonymous, 1993). Her ne kadar PCB’lerin endüstride kullanımı ve PCB içeren atıkların doğaya bırakılması dünyanın birçok ülkesinde yasaklanmış olsa da, daha önceki yıllarda faaliyet gösteren PCB içeren trafolarla herhangi bir nedenle oluşabilecek hasarlar ve PCB içeren atık su ve sedimentlerin düzeninde meydana gelebilecek değişiklikler yeni kontaminasyonlara neden olabilir (Anonymous, 1993). PCB’lerin doğada bozulmadan uzun yıllar kalabilmeleri ve hidrofobik özelliklerinden dolayı canlı organizmalarda, su ortamında mevcut oldukları konsantrasyondan bin veya onbin kat daha fazla birikim yapabildikleri belirtilmiştir (Wang et al., 1998).

Poliklorlu Bifeniller ve Sucul Yaşam

Basel Sözleşmesi ve Stockholm Sözleşmeleri gibi uluslar arası anlaşmalar PCB'lerin imhasının çevresel açıdan en sağlıklı şekilde gerçekleşmesi, toksik atıkların imhasının sınırlar ötesinde olması, PCB'lerin yeni alanlarda kullanılmasının önlenmesi, PCB'lerin kullanıldığı alanlarda bertarafı, PCB'lerin imhasına yönelik yeni tekniklerin geliştirilmesi ve PCB'lere alternatif yeni ürünlerin geliştirilmesine yönelik düzenlemelerin yapıldığı anlaşmalardır (Anonymous, 2001; Bilcke, 2002). Stockholm anlaşması gereği 2004 yılında Avrupa Birliği'ne girmiş olan ülkelerin önemle üzerinde durması gereken konular PCB stoklarının ve kaynaklarının tanımlanması, atıkların yönetimi, yayılımın azaltılması, ulusal izleme programlarının geliştirilmesi, PCB'lerin elden çıkartılması, yıkıma uğratılması ve atıkların yakılmasına ilişkin etkili tesislerin kurulması, onaylama sistemleri ile mevcut ve muhtemel sorunlara çözüm bulma gibi konular olarak belirtilmiştir (Anonymous, 2004).

Dünya genelinde poliklorlu bifenillerin çevreye yayılımının çok geniş olmasının nedenleri arasında doğadaki kalıcılıklarının çok uzun zaman boyunca devam etmesi ve diğer fizikokimyasal özellikleri gösterilebilir. Poliklorlu bifeniller, atmosferde başlıca gaz fazında bulunur ve klorlanma derecesine bağlı olarak partiküllere adsorblanma eğilimi artar. Poliklorlu bifenillerin evrensel yayılımı, hava ile taşınması ile gerçekleşir (Anonymous, 1992). Poliklorlu bifenillerin kullanımı eski yıllara dayandığından, çevrede mevcut bulunan PCB'lerin yeniden ortama yayılması PCB'lere maruz kalma riskinin temel kaynağı olarak düşünülmektedir. Dünya Sağlık Örgütü'nün bildirdiğine göre PCB'lerin çevreye yeniden yayılması; toprak ve sudan buharlaşma yoluyla atmosfere karışan PCB'lerin havada taşınmasını ve ıslak veya kuru tortu yoluyla atmosferden uzaklaşmasını ve yeniden volatilizasyonunu içerir (Anonymous, 1992). Aynı kaynaktan verilen bilgilere göre presipitasyonda poliklorlu bifenillerin konsantrasyonu 0.001-0.25 µg/L arasında değişmektedir ve poliklorlu bifenil bileşenleri farklı volatilizasyon ve degradasyon oranlarına sahiptirler. Dolayısıyla poliklorlu bifenillerin çevreye yeniden yayılımı çevrede poliklorlu bifenil bileşenlerinin kompozisyonunda değişikliğe neden olur.

Suda, poliklorlu bifeniller sedimente ve diğer organik maddelere adsorbe olurlar. PCB'lerin suya bulaşması temel olarak endüstriyel ve şehir atıklarının nehirlere, göllere ve denizlere deşarj noktalarından olur (Anonymous, 1993). Statik suda PCB'lerin yüzey mikro tabakasında yüzey altı örneklerine göre daha yoğun bir şekilde bulunduğu Bidleman ve Olney (1974) tarafından belirtilmiştir. Bunun nedeni büyük bir olasılıkla sudaki yeniden dağılıma nazaran PCB'lerin hava yoluyla da taşınmasıdır. PCB'lerin sudaki düşük çözünürlüğü ve yüksek spesifik aktivitesine bağlı olarak deşarj edilen PCB'lerin büyük bir çoğunluğunun nehirlerin veya göllerin tabanında sediment tarafından adsorbe edildiği ve temel olarak sudaki partiküller yoluyla taşındığı Nisbet ve Sarofim (1972) tarafından belirtilmiştir. PCB'lerin büyük bir miktarı tabanda sedimente çökerler (Anonymous, 1993). Açık okyanuslarda; kutuplara yakın yerlere nazaran tropikal sularda, PCB'lerin yüzeyden daha derin sulara çökme oranının kısmen daha yavaş olduğu Tanabe (1985) tarafından belirtilirken (Anonymous, 1993), içsulara nehirlerin ve limanların tarakla temizlenmesi sonucunda elde edilen çamurun denize boşaltılmasının, kontamine olmuş sedimentlerden PCB'lerin taşınmasında önemli bir rol oynadığı Nisbet ve Sarofim (1972) tarafından belirtilmiştir. Nehirlerde PCB'lerin taşınması kısmen çözünme, kısmen partiküllere tutunma, kısmen de sediment hareketleri ile gerçekleşmektedir. Küçük miktarlarda partikül içeren nehirlerde, PCB'lerin en temel taşınması çözülmüş fazda gerçekleşirken, su kütlesinden PCB'lerin uzaklaşmasının sedimente ayrışma veya sedimente çökme yoluyla olduğu belirtilmiştir (Robertson ve Hansen, 2001). İzleme programları veya deneysel olarak elde edilen bilgiler sedimentte ve suya askıdaki maddede tespit edilen poliklorlu bifenil konsantrasyonlarının suya nazaran daha yüksek olduğunu göstermiştir. Yüksek oranda klor içeren poliklorlu bifeniller sedimente daha kuvvetli bir şekilde adsorbe olurlar ve bu durum da volatilizasyon oranını düşürür. Poliklorlu bifenillerin suda çözünürlükleri ve *n*-oktanol-su partiyon katsayılarına dayalı olarak; düşük oranda klor içeren poliklorlu bifenil bileşenleri yüksek oranda klor içeren izomerlere göre daha zayıf bir şekilde adsorbe olurlar. Her ne kadar poliklorlu bifeniller, adsorpsiyonla sucul çevrede nispeten uzun

periyodlar boyunca hareketsiz kalsalar da poliklorlu bifenillerin su kolonuna dağılımı hem abiyotik hemde biyotik yollarla olmaktadır. Sucul sedimentteki poliklorlu bifenil miktarları çevresel çökeltme sonucu olduğu gibi, aynı zamanda çevrede poliklorlu bifenil döngüsü için rezervuar görevi yapar. Poliklorlu bifenillerin bir çoğu çevrede sucul sedimentte bulunurlar. Poliklorlu bifenillerin düşük çözünürlüğü ve toprak partiküllerine kuvvetli bir şekilde adsorbe olması topraktaki süzülme işlemini sınırlar. Düşük oranda klor içeren poliklorlu bifeniller yüksek oranda klor içeren poliklorlu bifenillere göre daha fazla süzülme eğilimi gösterirler. Poliklorlu bifenillerin çevredeki degradasyonu bifenil halkasının klorlanma derecesine bağlıdır. Genel olarak poliklorlu bifenil bileşenlerinin devamlılığı klorlanma derecesinin artmasına bağlı olarak artar. Atmosferde; gaz fazındaki poliklorlu bifenillerin hidroksil radikalleri (fotokimyasal olarak güneş ışığı ile oluşurlar) ile reaksiyonu en önemli dönüşüm işlemi olabilir. Atmosferde bu reaksiyonun tahmini yarılanma ömrü monoklorobifenilden heptaklorobifenile kadar sırasıyla 10 günden 1.5 yıla kadar değişir. Sucul çevrede, poliklorlu bifeniller hidroliz ve oksidasyon ile önemli derecede degrade olmazlar. Fotoliz suda abiyotik degradasyon için tek yol gibi gözükmeye karşın çevredeki önemi ve oranına ilişkin yeterli deneysel bilgi mevcut değildir. Mono-, di- ve tri klorlu bifeniller mikroorganizmalar tarafından nispeten hızlı bir şekilde degrade olurken tetraklorobifeniller daha yavaş degrade olurlar. Yüksek oranda klor içeren poliklorlu bifeniller ise biodegradasyona karşı dirençlidirler. PCB izomerlerinin biyolojik olarak parçalanması bazı aerobik bakteriler yoluyla olmaktadır ve bu parçalanma molekülün klorlanma derecesine ve klor atomunun moleküldeki pozisyonuna bağlıdır. Parçalanma klorlanma derecesiyle ters orantılıdır. PCB'lerin klorlarından uzaklaşması anaerobik sedimentlerde gerçekleşir. Böyle durumlarda bakteriyel aktivite tercihen yüksek seviyelerde klorlanmış PCB bileşenlerine yönelik olur. PCB bileşenlerinin klorlarının uzaklaşması sonucu oluşan ürünler aerobik sistemlerde parçalanırlar. Bifenil halkası üzerinde klor atomunun pozisyonu ve bifenil halkasının klorlanma derecesi biodegradasyon oranını tespit etmede önemlidir. *Para* pozisyonunda klor atomlarına sahip poliklorlu bifeniller öncelikli olarak biodegradasyona uğrarlar (Anonymous, 1993; Wiegel ve Wu, 2000). Yakın bir zamanda sedimentin olmadığı ortamda PCB'lerdeki klor bağlarını kıran mikroorganizmaların saf kültürlerinin üretilmesi için çalışmaların sürdüğü Cutter *et al.* (1998) ve Wu *et al.* (2000) tarafından belirtilmiştir (Robertson ve Hansen 2001). PCB'lerin *Nocardia* veya *Pseudomonas* türleri ile parçalanması Baxter *et al.* (1975) tarafından çalışılmıştır. Deneysel koşullar altında düşük oranda klorlanmış olan bifenillerin birçoğu kolay şekilde parçalanırken yüksek oranda klor atomu ihtiva eden bazı bifenillerin ise eğer koşullar uygunsa parçalandıkları, bununla beraber saf izomer olarak 12 gün boyunca aynı bakteriye maruz kaldığında ise hemen hemen hiç etkilenmediği bulunmuştur. Mansaplarda bulunan *Pseudomonas* türünün hem PCB karışımlarını (Aroclor1254) hem de heksaklorobifenil saf izomerlerini parçalayabileceği Sayler *et al.* (1977) tarafından bulunmuş olup (Anonymous, 1993), parçalanmanın inkübasyon zamanına, saflığa ve bifenil halkasının klorlanma derecesine bağlı olduğu ve saf izomerle karşılaştırıldığında, Aroclor karışımlarının parçalanmasının daha yavaş gerçekleştiği belirtilmiştir (Anonymous 1993). Beurskens ve Stortelder (1995), sedimentteki PCB'lerin mikrobiyal transformasyonuna yönelik olarak yaptıkları çalışmada PCB seviyelerinin anaerobik göl sedimentinde düşüş gösterdiğini ve bunun anoksik sediment ortamında mikrobiyal işlemler sonucunda PCB bileşiklerinin klor bağlarının kırılması ve kırılan bu bağların aerobik ortamda mineralizasyonu ile gerçekleşmiş olabileceğini belirtmişlerdir. PCB'leri parçalayan aerobik bakteriler ve mikroorganizmalara ilişkin olarak son yıllarda yapılan çalışmalarda mevcuttur (Kolar *et al.* 2007; Dercova *et al.* 2008).

Yüzey suları poliklorlu bifenillerle atmosferik olaylar, nokta kaynaklardan direkt emisyonlarla veya atıkların boşaltılması yoluyla kontamine olurlar. Belirli koşullar altında; yüzey sularında 100-500 ng/L konsantrasyon aralığında poliklorlu bifeniller tespit edilmiştir, okyanus sularında tespit edilen

Poliklorlu Bifeniller ve Sucul Yaşam

konsantrasyon aralığı ise 0.05-0.6 ng/L'dir (Anonymous, 1992). Bu kaynakta verilen bilgilere göre kontamine olmamış alanlardaki içme suları genellikle 1 ng/L'den daha az poliklorlu bifeniller içermektedir, bununla beraber 5 ng/L'ye kadar varan konsantrasyonlar da tespit edilmiştir. Toprak ve sedimentlerin normal olarak <0.01-2.0 mg/kg konsantrasyon aralığında poliklorlu bifeniller ihtiva etmektedirler. Kirlenmiş alanlarda topraktaki poliklorlu bifenil konsantrasyonları 500 mg/kg'a kadar ulaşmaktadır. Geçirgen özelliğe sahip olan toprakta PCB'ler süzülerek alt tabakaları da kontamine ederler ve yerçekimi ile yeraltı sularına kadar ulaşırlar. PCB'ler su sisteminde çok uzak mesafelerdeki su kaynakları ile birleşir ve yüzey sularına karışabilirler. Toprakta havalanan tabakadaki PCB'ler, buharlaşma yoluyla havaya karışabilirler, topraktaki mevcut nemde çözünebilirler, toprak partikülleri üzerine adsorbe olabilirler ve biyolojik olarak degradasyona uğrayabilirler. Bu yollardan yalnızca PCB'lerin su ve karbondioksit olan parçalanması çevre ile uyumludur. Ancak bu işlemin süresi çok uzun olup düzinelere ve yüzlerce yıl alabildiği ve diğer bütün işlemlerin PCB'lerin yayılmasında rol oynadığı Robertson ve Hansen (2001) tarafından belirtilmiştir. Nau-Ritter *et al.* (1982), PCB'lerin adsorbsiyonlarının ve alıkonmalarının direkt olarak partikül içeriğine bağlı olduğunu bulmuşlardır. Larsen *et al.* (1985), sediment tabakasının total organik karbon seviyeleri ile PCB seviyeleri arasında önemli bir korelasyon olduğunu, organik karbon ve PCB seviyesinin ise derinlikle korelasyon gösterdiğini ve PCB'lerin ince partiküller üzerinde yoğun bir şekilde bulunduğunu tespit etmişlerdir. Fisher *et al.* (1983) kontamine olmuş sedimentlerden PCB'lerin serbest bırakılma oranının sediment PCB konsantrasyonu, molekülde klor atomlarının dizilişi, pozisyonları ve molekülün klorlanma derecesine bağlı olduğunu bulmuşlardır. İçsulardaki nehirlerin ve limanların tarakla temizlenmesi sonucunda elde edilen çamurun denize boşaltılması, kontamine olmuş sedimentlerden PCB'lerin taşınmasında önemli bir rol oynamaktadır (Nisbet ve Sarofim 1972). Rice ve White (1987) Michigan'da Shiawasse nehrindeki sediment tabakasının tarakla temizlenmesini takiben sudaki PCB konsantrasyonlarında artış tespit etmişlerdir.

Hiçbir organizmanın bulunmadığı bir ekosistem ile tabanda *Chironomus* ve *Tubifex* cinsleri gibi organizmaların yaşadığı model bir ekosistem karşılaştırıldığında, bu organizmaların sedimentten PCB alımını gerçekleştirdikleri gibi suya ve yüzey mikrotabakasına PCB'nin bırakılmasında rol oynadıkları ve PCB'lerin yüzey mikro tabakasındaki patlayan baloncuklardan kaynaklanan damlalar yoluyla havaya taşındığı Södergren ve Larsson (1982) tarafından bulunmuştur. PCB'lerin *Nocardia* veya *Pseudomonas* türleri ile parçalanması Baxter *et al.* (1975) tarafından çalışılmıştır. Deneysel koşullar altında düşük oranda klorlanmış olan bifenillerin birçoğu (<= 3 klor atomu/molekül) kolay şekilde parçalanırken 6 tane klor atomu ihtiva eden bazı bifeniller ise eğer koşullar uygunsa parçalanabilmektedirler. PCB karışımlarından Aroclor 1016 ve 1242 kullanıldığında mikroorganizmaların molekülü parçalamak üzere artan bir çaba gösterdiği bir parçalanma türü gerçekleşir. Örneğin 2 gün içerisinde Aroclor 1242'nin bir bileşeni olan 4,4'-diklorobifenil'in % 50'si *Nocardia* türünün varlığında parçalanmıştır. Fakat bununla beraber saf izomer olarak 12 gün boyunca aynı bakteriye maruz kaldığında ise hemen hemen hiç etkilenmemiştir.

PCB'lerin parçalanmasına ilişkin bir diğer çalışmada Sayler *et al.* (1977) tarafından gerçekleştirilmiş olup, araştırmacılar mansaplarda bulunan *Pseudomonas* türünün hem PCB karışımlarını (Aroclor 1254) hem de heksaklorobifenil saf izomerlerini parçalayabileceğini bulmuşlardır (Anonymous, 1993). Parçalanma inkübasyon zamanına, saflığa ve bifenil halkasının klorlanma derecesine bağlıdır. 10, 100 ve 1000 µg/L konsantrasyona sahip Aroclor'larda parçalanma 22 günde gerçekleşmektedir. Bununla beraber 22 günlük periyotta, düşük konsantrasyonda yalnızca % 9'u parçalanmakta iken, diğer konsantrasyonlarda ise % 30-40 oranında parçalanma olmuştur. 60 gün sonra 10 µg/L konsantrasyonunda % 84, 100 µg/L konsantrasyonda % 70 ve 1000 µg/L konsantrasyonda % 63 oranında parçalanma olmuştur. Saf izomerle karşılaştırıldığında, Aroclor karışımlarının parçalanması daha yavaş gerçekleşir (Anonymous, 1993).

PCB'lerin akuatik canlılara ve bilhassa genç ve ergin balık türlerine olan toksik potansiyelleri memelilerden çok farklıdır (Kim ve Cooper, 1999). Poliklorlu bifenil karışımlarının balıklar üzerindeki toksisitesine ilişkin geniş bir varyasyon söz konusudur. Örneğin 96 saatlik bir denemede LC₅₀ değerlerinin 0.008 ve > 100 mg/L arasında değiştiği, uzun dönem testlerinde de kısmen statik koşullar altında gerçekleşen maruziyette poliklorlu bifenillerin toksisitesinin beklenilenden daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Anonymous, 1992). Gökkuşluğu Alabalığının (*Oncorhynchus mykiss*) kısmen hassas olduğu, embriyo-larval dönemlerinde Aroclor 1254 için 22. günün sonunda elde edilen LC₅₀ değerinin 0.32 µg/L olarak belirlendiği eklenmiştir. Çeşitli sucul omurgasız türleri ve farklı Aroclor karışımları için 96 saatten daha uzun süre statik koşullar altında, LC₅₀ değerleri 12 µg/L ve > 10 mg/L arasında değişmiştir. Sürekli akış poliklorlu bifenillerin toksisitesini arttırmıştır. Genel olarak en toksik karışımlar Aroclorlardır ki Aroclorlar orta düzeyde klorlanma derecesine sahiptirler. Düşük ve yüksek oranda klorlanma yüzdesine sahip karışımlar daha az toksiktirler. Bu durum aynı zamanda subletal etkiler içinde doğrudur örnek olarak daphnia'ların üremesi gösterilebilir (Anonymous, 1992). Krustasealar, kabuk değiştirme döneminde poliklorlu bifenillere karşı daha hassastırlar. Model populasyonlarında, nehrin denizle birleştiği geniş ve açık yerlerde yaşayan türlerin komünite yapıları Aroclor 1254'e maruz kalmaya göre değişmiştir. Örneğin amfipodlar, briyozoanlar, yengeçler ve mollusklar Aroclor 1254 profilini temsil etmede azalma gösterirken veya başka bir deyişle daha az temsil ederken, annelidler, braşiyopodlar, sölenterler, ekinodermiler ve nemerinerler etkilenmemişlerdir (Anonymous, 1992). Larsson (1987) açık havada sürekli su akışının sağlandığı bir suda makroalglerden *Cladophora glomerata* yetiştirmiştir. Sedimente 2.7 mg/kg kuru ağırlık konsantrasyonunda Clophen A50 eklenmiş ve algdeki PCB kalıntıları izlenmiştir. 3 aylık bir süre sonunda algal konsantrasyon 3.55 mg/kg kuru ağırlık olarak tespit edilmiştir. Kalıntı miktarı 1 yıl sonunda 0.2 mg/kg konsantrasyonuna düşmüştür ki bu konsantrasyon sudaki PCB seviyelerini yansıtmaktadır. Sonuç olarak alglerin sudaki ile aynı PCB'leri aynı oranda biriktirdiklerini bulmuşlardır. Sudaki saf klorlu bifenil izomerleri veya ticari karışımlara maruz kalan sucul omurgasızlar tarafından alınan PCB'ler için biyolojik konsantrasyon faktörleri yüksektir. PCB'lerin sedimentlere çok sıkı bir şekilde bağlı olmasından ötürü bu şekilde maruz kalma metodu gerçekçi değildir. Test tanklarına sediment ilavesi özellikle de suyun üst katmanlarında yaşayan organizmalar tarafından PCB'lerin alımını düşürmektedir. Bununla birlikte PCB'lerin omurgasızlar tarafından hem gıda hem de sediment yoluyla absorbe edildiğine dair bulgular mevcuttur. Sedimentin üzerinde veya içinde yaşayan organizmalar için PCB'lerin alımı sediment yoluyla, PCB'leri absorbe etmiş organizmalar yoluyla, sediment tabakasının hemen üstündeki su katmanı yoluyla veya sediment gözenek suyu yoluyla gerçekleşebilir. Sedimentteki yüksek organik madde içeriği organizmalar için PCB'lerin mevcut bulunma durumunu düşürür. Birçok durumda PCB'lerin alımı çok hızlı gerçekleşir ve dengeye ulaşma durumu ise saatler sürer ancak bazı durumlarda haftalarda sürdüğü tespit edilmiştir. PCB'lerin organizmaya alımı sıcaklık artışına bağlı olarak artar. Organizmanın vücuda alış yolu genellikle solungaçlar yoluyla olmakta ancak bu durum türlere göre değişkenlik göstermektedir. PCB'lerin vücuttan atılımı çok yavaş olmaktadır ancak PCB'lere maruz kalma noktalandıktan sonra organizmalardaki kalıntı miktarlarında düşüş gözlemlenir. PCB kalıntıları sucul omurgasızları tüketen predatörlere geçmekte ve yanı zamanda bu yolla karasal çevreye taşınabilmektedir. PCB'ler öncelikli olarak özellikle yağdan zengin dokularda birikim yaparlar. Biyolojik konsantrasyon faktörleri basit oranlar oldukları için dikkatle yorumlanmalıdır. Maruz kalma konsantrasyonu elde edilen biyolojik konsantrasyon faktörüne göre belirgin bir farklılık göstermektedir örneğin yüksek maruz kalma konsantrasyonu biyolojik konsantrasyon faktörlerini minimize etme eğiliminde iken PCB'lerin hepsinin absorbe edilmiş olmasından ötürü düşük maruz kalma konsantrasyonları yüksek biyolojik konsantrasyon faktörlerine sebebiyet verir. (Anonymous, 1993).

Aynı kaynakta bildirildiğine göre balıklar bütün yaşamları boyunca PCB'leri su yoluyla vücutlarına alırlar, bu nedenden ötürü biokonsantrasyon faktörleri yüksektir. Dengeye ulaşmak için geçen süre değişken olup genellikle uzundur ve 100 günün üzerindedir. Yüksek oranda klorlanmış bifenillerin vücuda alımı ve vücutta tutulması daha fazladır. Yaşa bağlı olarak vücudun PCB yükü artar ve yüksek lipid içeriğine sahip olan balıklarda PCB seviyeleri daha fazladır. Birikim yapan PCB'ler lipid yönünden zengin dokularda toplanırlar (Anonymous, 1992). İnsanlar ve hayvanlar üzerine yapılan birçok çalışma PCB'lerin ağız yoluyla alımından sonra vücuttaki birikim sırasının adipöz doku>deri>karaciğer>kas şeklinde olduğunu ortaya koymuştur (Anonymous, 1986). Organizmalarda PCB'lerin eliminasyonu, organik klorlu insektisitler gibi metabolizmaya bağlıdır. PCB bileşenlerinin vücuttan atılma oranları çok yavaştır ancak bununla beraber düşük miktarlarda PCB dışılarda süte (memelilerde) ve yumurtaya (balıklarda, kuşlarda, sürüngenlerde, amfibilerde ve böceklerde) lipoproteinler vasıtasıyla taşınarak vücuttan atılmaları gerçekleşir. Ancak PCB'lerin bu tarz vücuttan atılmalarının toplam vücut yükünde çok büyük bir oran teşkil etmediği belirtilmiştir (Walker, 2001). Poliklorlu bifeniller içeren balıkları tüketen fokların, vücutlarında da bu maddelerin birikim yaptığı ve üreme sistemlerine zarar verdiğini ortaya çıkaran arazi gözlemlerini deneysel bulgular da doğrulamıştır. Üreme üzerine olan etki ileriki zamanlarda ortaya çıkar ve embriyonun uterin duvarına implantasyonunu önleyerek etki mekanizmasını oluşturur (Anonymous, 1992). PCB'lerin canlı organizmalarda birikim yapmasına ilişkin olarak çok sayıda çalışma vardır. Örneğin, Nimmo *et al.* (1971) Pembe karidesleri (*Penaeus duorarum*) sürekli akıntının sağlandığı bir suda 22 gün boyunca 2.5 µg/L konsantrasyonunda Aroclor 1254'e maruz bırakmışlardır (Anonymous, 1993). Akümülyasyon bütün vücut ve hepatopankreas için lineerdir fakat kas için dengeye erişme süresi 2 gün olarak bulunmuştur. Hepatopankreasdaki kalıntı seviyesi maruz kalınan süre sonunda 510 mg/kg seviyesine ulaşmış olup 204000 konsantrasyon faktörüne sahiptir ve bu sürenin sonunda karideslerin % 50'si ölmüştür. Nimmo *et al.* (1975) tarafından yapılan ayrı bir çalışmada 16 gün boyunca 7.5 µg/L PCB konsantrasyonuna maruz bırakılan karidesler 5 hafta boyunca temiz suda tutulmuşlardır (Anonymous, 1993). Bu denemenin sonunda hepatopankreasın kalıntı içeriğinde lineer bir azalma tespit edilirken diğer dokulardaki konsantrasyon sabit kalmıştır. Hepatopankreasda PCB'lerin yarılanma ömrü 17 gün olarak bulunmuştur. Karideslerin PCB'leri vücutlarında biriktiremeyecekleri bir konsantrasyonu tespit edebilmek için ot karidesleri (*Palaemonetes pugio*) sürekli bir akıntının sağlandığı bir suda 0.04, 0.09 ve 0.62 µg/L konsantrasyonlarına maruz bırakılmışlardır. 3-5 haftanın sonunda karideslerin vücutlarında elde edilen kalıntı miktarları sırasıyla 0.2, 1 ve 10 mg/kg konsantrasyonları olarak elde edilmiştir. En düşük doza maruz bırakılan karideslerde kontrol karideslerinden daha fazla oranda PCB'nin birikim yaptığı tespit edilmiştir. 5 haftalık muamelenin sonunda karideslerde konsantrasyon denge seviyesine ulaşmamıştır. Fakat birikim oranı muamelenin sonlarına doğru düşüşe geçmiştir. Karidesler temiz suya bırakıldıklarında 4 haftanın sonunda karideslerin vücutlarındaki PCB'lerin büyük bir çoğunluğunun yıkıma uğradığı tespit edilmiştir (Anonymous, 1993). Başka bir çalışmada ise Rubinstein *et al.* (1983) değişik konsantrasyonlarda PCB ve organik madde içeriğine sahip sedimentleri toplamıştır. 100 günlük maruz kalmanın sonucunda deniz taraklarında (*Mercenaria mercenaria*) ve ot karideslerinde (*Palaemonetes pugio*) düşük konsantrasyonlarda PCB tespit edilmiştir. Poliçeta kurtlarından *Nereis virens*'de yüksek konsantrasyonlarda PCB tespit edilmiştir. PCB'lerin vücuda alınımının bu maddelere maruz kalma konsantrasyonundan çok, sedimentin organik madde içeriğine bağlı olduğu bulunmuştur. Konsantrasyon faktörleri, düşük organik madde içeriğine sahip olan sedimentlerde 1.59 olarak bulunurken, yüksek organik madde içeriğine sahip olan sedimentlerde ise 0.15 olarak bulunmuştur. Lynch ve Johnson (1982) PCB'lerin organizmalardaki birikimine ilişkin olarak sedimentin organik madde içeriğinin en önemli faktör olduğunu bulmuşlardır (Anonymous, 1993). Gerçekleştirdikleri çalışmada akçağaç yapraklarının ilavesinin sedimentin organik madde içeriğinin % 70 civarında olmasını sağladığını ve organik madde içermeyen sedimente göre heksaklorobifenilin vücuda alınımını

% 10-20 oranında düşürdüğünü bulmuşlardır. Gruger *et al.* (1976) PCB'lerin vücutta birikim yapmasında klor atomunun pozisyonunun en önemli faktör olduğunu belirtmiştir (Anonymous, 1993).

PCB'lerin vücuda alınmasının bir diğer yolu da gıdalar vasıtası ile olmaktadır. Örneğin Marinucci ve Bartha (1982) ile yapılan bir çalışmada 34 gün boyunca erkek yengeçler (*Uca pugnax*) 17 µg/kg (yaş ağırlık) konsantrasyonunda Aroclor 1242 ilave edilmiş detritus kültürü ile beslenmişlerdir (Anonymous, 1993). *Spartina detritus* çalışmanın başlangıcında kültür sistemine ilave edilmiştir ancak hızlı olarak tüketilmesinden ötürü muamelenin 19. gününde yenilenmiştir. Gıda kaynağından suya devamlı olarak PCB süzülmesinden ötürü yalnızca sudan PCB alımını tayin etmek üzere ikinci bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Kontamine olmuş detritus su ile doğrudan karıştırılmış ve 24 saat boyunca dengeye gelmesi için beklenmiştir. Sudaki PCB seviyelerinin 14-15 µg/L olduğu tespit edilmiştir. PCB yüklü detritusla beslenen yengeçlerdeki Aroclor 1242 birikimi bu analitleri yalnızca sudan alan yengeçlere göre daha fazla olarak bulunmuştur. PCB ilave edilmiş detrituslarla beslenen yengeçlerden elde edilen lineer birikim oranı yengeç başına 1 µg/gün PCB olarak hesaplanmış olup PCB'e yalnızca su yoluyla maruz kalan yengeçlerdeki alım ise yengeç başına 0.1 µg/gün PCB olarak hesaplanmıştır. Aroclor 1242 hepatopankreatik dokuda yüksek oranda birikim yapmaktadır. Yengeçlerdeki PCB kalıntılarının ağırlıkla ters orantılı olduğu tespit edilmiştir. 34 günlük maruz kalmanın sonunda aynı ağırlıktaki yengeçlerin PCB konsantrasyonlarının karşılaştırılması, sadece su yoluyla PCB'lere maruz kalan yengeçlerin vücutlarına PCB alımının detritusla beslenenlerin yarısı olduğunu ortaya çıkarmıştır. Bu çalışmanın sonunda yengeçlerin vücutlarında tespit edilen PCB miktarının yemden ve sudan eşit miktarda kaynaklandığı bulunmuştur.

Başka bir çalışmada ise Califano *et al.* (1980) çizgili levrek larvalarını (*Morone saxatilis*) 1.36 µg/L konsantrasyonunda ¹⁴C ile işaretlenmiş Aroclor 1254 ile kontamine olmuş Hudson nehir suyunda 48 saat boyunca tutmuşlardır (Anonymous, 1993). Filtre edilmiş ve filtre edilmemiş nehir suyuna maruz bırakılan levreklerin vücutlarındaki kalıntı miktarı sırasıyla 5 mg/kg ve 5.9 mg/kg olarak bulunmuştur. 34-48 saat arasında vücuda alım çok yavaş gerçekleşmiş olup dengeye gelme durumuna geldiğini göstermiştir. Filtre edilmemiş suda levreklerin ilave 72 saat tutulması bu teoriyi desteklemiştir. Vücuttan atılımın oldukça yavaş olduğu belirtilmiş olup 24 saatlik muameleden sonraki 48 saatin sonunda PCB'lerin % 18'i vücuttan atılmıştır. Göl almasının keseli larvalarının (*Salvelinus namaycush*) PCB alımı ise Mac ve Seelye (1981) tarafından çalışılmıştır (Anonymous, 1993). Larvalar 48 gün boyunca düşük bir konsantrasyon olan 50 ng/L Aroclor 1254'e maruz bırakılmışlardır. Birikim modeli verilerin ifade ediliş şekli (kuru ağırlık, yaş ağırlık, vücut yükü) önemsenmeksizin benzerdir. PCB seviyeleri yavaş yavaş artmış olup 32 gün sonra (yumurta kesesinin absorpsiyonundan hemen önce) pik seviyesine ulaşmıştır. PCB konsantrasyonları 48. günde azalmaya başlamıştır. Yoshida *et al.* (1973) sazan balıklarını (*Cyprinus carpio*) ¹⁴C ile işaretlenmiş PCB (Aroclor 1254'e denktir) ilave edilmiş su ve yeme maruz bırakmışlardır (Anonymous, 1993). Radyoaktiviteyi ölçerek su ve yemden alınan PCB'nin balıkların dokularında benzer yapı gösterdiğini bulmuşlardır. PCB'lerin safra kesesinde, adipöz dokuda, hepatopankreasda ve kısmen beyne ait adipöz dokuda lokalize olduğu tespit edilmiştir. Başka bir çalışmada Lieb *et al.* (1974) 16 ve 32 hafta boyunca 15 mg/kg konsantrasyonunda Aroclor 1254 ihtiva eden rasyonla gökkuşağı alabalıklarını (*Salmo gairdneri*) beslemişlerdir (Anonymous, 1993). Lipid fraksiyonundaki PCB seviyeleri ilk 8 hafta boyunca hızlı bir şekilde artarak yaklaşık olarak 95 mg/kg konsantrasyonunda dengeye ulaşmıştır. Balıklar büyüdükçe PCB'lerin mutlak miktarı artmaya devam etmiştir. Alabalık tükettiği total PCB'lerin % 68'ini vücudunda tutmuş ve bu noktada dengeye ulaşmıştır. Balıkları 32 haftalık muameleden sonra 8 hafta boyunca aç bıraktıklarından ve yine 16 haftalık muameleden sonra balıkları kontamine olmamış bir yemle 16 hafta boyunca besledikten sonra herhangi bir eliminasyona rastlanılmamıştır. PCB seviyelerinde azalmalar gözlemlenmiştir fakat bu durum lipid içeriğindeki düşüşler yüzünden engellenmiştir. Gruger *et al.* (1975) Coho salmon parr'ları (*Oncorhynchus kisutch*) 10 mg/kg konsantrasyonunda klorobifenillerle (ağırlık olarak eşit miktarda 3,4,3',4'-tetraklorobifenil,

2,4,5,2',4',5'-heksaklorobifenil ve 2,4,6,2',4',6'-heksaklorobifenil) 165 gün boyunca beslemişlerdir (Anonymous, 1993). PCB'lerin büyük bir kısmı salmonun adipöz dokusunda birikim yapmıştır. Balıklar 48 gün boyunca aç bırakıldıklarında toksik maddelerin hareketi ve taşınmasına ilişkin bilgiler dalaktaki klorobifenil seviyelerinin yarıya düşerken, adipöz dokudakinin 5 kat arttığını göstermiştir. Birçok dokuda PCB seviyelerinde artış gözlenmiştir, özellikle de kandaki PCB seviyeleri artmıştır. Ayrıca ikinci bir grup salmon PCB içermeyen bir rasyonla beslenmişlerdir. Adipöz dokudan klorobifeniller uzaklaşırken, yan çizgi kırmızı kas dokusu gibi bazı diğer dokulardaki PCB seviyelerinin ise arttığı bulunmuştur (Anonymous, 1993).

PCB'ler lipid açısından zengin olan dokularda birikim yapar bu nedenle farklı miktarlarda vücut yağı içeren organizmaların PCB içeriğini karşılaştırırken dikkatli olmak gerekmektedir. PCB'ler özellikle büyük miktarda yağ içeren fok, yunus, domuz balığı ve balina gibi hayvanlarda, Arktik ve Antarktik kuşları ve memelilerde birikim yapmaktadır (Anonymous, 1993). Kawai *et al.* (1988) çizgili yunuslardaki PCB seviyelerini ölçmüş ve dokulardaki PCB seviyelerinin dokuların lipid içeriğine özellikle de trigliserid miktarına bağlı olduğunu bulmuştur. PCB'lerin vücutta yağdan diğer dokulara yeniden dağılımı, mevsimsel besin azlığı, göç, inkübasyon, kış dönemi, yavrularını besleme gibi zorunlu aç kalma dönemlerinde oluşmaktadır (Anonymous, 1993). Tanabe *et al.* (1984) klorlu hidrokarbonların biyolojik olarak birikim yapmasının besin zincirinin alt basamaklarında suda çözünürlük, yağda çözünürlük gibi fiziksel ve kimyasal faktörlere dayalı iken besin zincirinin üst basamaklarında ise kirleticilerin biyolojik olarak parçalanabilirliği ve organizmanın metabolize etme özelliği gibi biyokimyasal faktörlerden etkilendiğini belirtmiştir (Anonymous, 1993). Toksikite türler, hatta birbiri ile yakın ilişkide bulunan türler arasında bile farklılıklar göstermektedir. Birçok sucul invertebrat için PCB'lerin klorlanma derecesinin etkisi vardır ancak bu pozitif veya negatif direkt bir korelasyon değildir. En toksik PCB'ler genellikle orta derecede klorlanmış olanlardır. Tankta veya havuzda sürekli akışın sağlandığı koşullarda, PCB'lerin toksisitesi daha fazladır (Anonymous, 1993). Guiney and Peterson (1980) tarafından bildirildiğine göre dokularda PCB'lerin dağılımı türler arasında farklılık göstermektedir. Tatlı su levreğinde alım temel olarak iç organlar ve karkasda toplanırken, alabalıkta ise iskelet kası ve karkas alıma ilişkin en temel bölgelerdir (Anonymous, 1993). Hansen *et al.* (1976) fingerling kanal yayın balıklarını (*Ictalurus punctatus*) 20 hafta boyunca 20 mg/kg Aroclor 1242 içeren yemle beslemişlerdir. Balıklarda ağırlık kaybı ve karaciğerde hipertrofi gözlemlenmiştir. PCB ile beslenen balıklarda histopatolojik lezyonlar gözlemlenmemiştir (Anonymous, 1993). Nestel ve Budd (1975) Gökkuşluğu alabalıkları'nı (*Salmo gairdneri*) 330 günü aşkın bir süreyle 1, 10 ve 100 mg/kg Aroclor 1254 ile beslemişlerdir. Büyüme oranları üzerinde hiçbir etki gözlenmezken, bütün dozlarda renal lezyonlar tespit edilmiştir. Renal nekrozis, hücresel veya granuler tipte oluşumla birlikte gözlemlenmiştir. Bütün dozlarda karaciğerde birim alana düşen hepatosit sayısında belirgin bir artış gözlemlenmiş olup bu durumun doza bağlı olarak geliştiği tespit edilmiştir. 10 ve 100 mg/kg Aroclor ihtiva eden yemle beslenen balıkların dalaklarında beyaz öz maddelerinin (lenfatik elementler) sayısında azalma olduğu tespit edilmiştir. Renal nekrozisi olan balıkta dalaktaki beyaz öz maddelerinde ve beyaz hücre sayısında azalma gözlemlendiği belirtilmiştir (Anonymous, 1993). Freeman *et al.* (1982) Atlantik morinası balıklarını 5.5 ay boyunca 1-50 mg/kg yem Aroclor 1254 ile beslemişlerdir. Bu doza maruz kalan balıklarda testislerde ve baş böbrekte (adrenal ekivalenti) in vitro olarak başkalaşmış steroid biosentetik yapılar gözlemlenmiştir. Histolojik muayene sonunda testislerde, solungaçlarda ve karaciğerde anormallikler tespit edilmiştir. Testiküler anormallikler, loplardaki düzensizlik, lop duvarlarında hiperplazi, spermatogenik elementlerin yağlı nekrozu ve/veya parçalara ayrılıp dağılması olarak tespit edilmiştir. 5-50 mg/kg yem PCB ile beslenen balıklarda solungaçların ikincil lamellalarının epitelial tabakasında hiperplazi tespit edilmiştir (Anonymous, 1993). Leatherland ve Sonstegard (1979) tarafından PCB'lerin tiroid histolojisi ve serum tiroid hormon seviyeleri üzerine etkisinin olmadığı belirtilmiştir. Aroclor'a maruz bırakılan balıkların karaciğer ağırlıkları, total karaciğer lipid içeriği ve karkas lipid içeriği diğer balıklara göre istatistik olarak önemli derecede yüksek bulunmuştur (Anonymous, 1993). Balık popülasyonlarının toksik maddelere

karşı göstermiş oldukları direnç mekanizmaları incelendiğinde, organik kirleticilere karşı olan direnç ile baskılanmış CYP1A enzimi arasında genetik bir bağlantı olduğu tespit edilmiştir. CYP1A, PCB ve PAH'ların dahil olduğu toksik bileşiklerin metabolizmasından sorumlu ana katalistlerden biri olarak Cytochrome P450 Süperailisine dahil bir monooksijenaz enzimidir. Bu organik kirleticiler bu enzimin sentezini teşvik eder ve CYP1A'nın kirleticilere ilişkin biyolojik bir işaretleyici olarak yaygın bir şekilde kullanılmasına neden olurlar. Bununla birlikte dirençli balık populasyonlarında CYP1A seviyeleri tahmin edilenden çok düşüktür ve teşvik edici toksik maddelere yanıt vermemektedirler (Robertson ve Hansen 2001). Balıklarda tespit edilen PCB bileşenlerine ilişkin profiller türlere bağlı olarak değişmekle birlikte, bu profillerin PCB'lerin vücuda alım ve metabolizma oranları, yaş, habitat, coğrafya ve mevsimsel varyasyon gibi faktörlerin etkisinde olduğu belirtilmiştir. Benzer şekilde balığın analiz edilen bölgesinin analiz sonucu üzerine direkt olarak etkisi olduğu örneğin tabandan beslenen bir balığın mide içeriğide analiz edilip sonuç bütün balık üzerinden verildiğinde elde edilen PCB profili ile aynı balığın yalnızca yenilebilir kısımları analiz edildiğinde elde edilen profilin birbirinden farklı sonuçlar vereceği belirtilmiştir (Fernandes *et al.* 2004). Örneklerden PCB'e ilişkin elde edilen veriler PCB kaynaklarını ve PCB bileşenlerinin dağılımını ortaya çıkarmak üzere faktör analiz modeline tabi tutulmuştur. Faktör analizi sonucunda yüksek konsantrasyona sahip örneklerin büyük bir çoğunluğunda PCB'lerden klorların uzaklaştığı sonucuna varılmıştır. Nehirde PCB'lerden klorların anaerobik ortamda uzaklaştığı ve bu durumun özellikle de yüksek konsantrasyonlarda (> 20 ppm) gerçekleştiği belirtilmiştir. Düşük klorlu bileşenlerin miktarlarındaki artış anaerobik ortamda PCB'lerden klorların uzaklaştığının göstergesi olarak belirtilmiştir (Li *et al.* 2005). Organik kimyasalların klorlanması doğadaki kalıcılıklarını ve yağda çözünürlüklerini arttırır. Bu nedenle PCB'lerin biyolojik birikim seviyesi oldukça yüksektir. Klor atomlarının sayısı arttıkça yağdaki çözünürlük oranı ve biyolojik birikim seviyesi artar. PCB'lerin optimal biyolojik birikim kapasitesi heksaklorlubifeniller seviyesine kadardır. Çünkü daha yüksek oranda klorlanmış bifenillerin sudaki çözünürlüğü düşük olup organizmaya aktif formda girme oranı oldukça azdır (Tuomisto *et al.* 1999). Önemli PCB kaynakları ise daha önceden PCB ile kontamine olmuş topraklardan bu bileşenlerin atmosferik olaylarla taşınmasıdır (Galassi *et al.* 1992, Kallenborn *et al.* 1998).

Sucul sistemlerde PCB bileşenlerinin kompozisyonundaki farklılık aynı zamanda, muhtemel mikrobiyal parçalanma, sedimentasyon ve buharlaşma yoluyla kayıplara karşı daha hassas olan düşük klorlu PCB'lerin oranındaki azalmaya da bağlanabilir (Brown *et al.* 1987, Quensen *et al.* 1988). Orta ve yüksek düzeyde klorlanmış PCB'lerin sucul çevrede nispeten sabit seviyelerde kalması veya daha yüksek konsantrasyonlarda bulunmasının nedeni bu bileşiklerin daha az uçucu olmalarına, yağda çözünürlüklerinin fazla oluşuna, sediment yüzeyine tutunma eğiliminin daha fazla olmasına ve mikrobiyal parçalanmaya karşı daha dirençli olmalarına bağlanabilir (Shiu ve Mackay 1986, Tyler ve Millward 1996). Her ne kadar anaerobik sedimentlerde yüksek oranda klor içeren PCB bileşenleri, düşük oranda klor içeren PCB bileşenlerine göre daha hızlı degrade olsada, karasal ve sucul gıda zincirindeki organizmalarda bu durumun tam tersi geçerlidir. Düşük oranda klor içeren bileşenlerin klorlanmamış uçları oksidatif saldırıya açıktır, bununla beraber yüksek oranda klor içeren bileşenler ise gıda zinciri boyunca organizmalarda biyolojik olarak konsantre olmaya ve biyolojik olarak birikim yapmaya eğilimlidir (Walker, 2001). Türbidite yani bulanıklığın maksimum olduğu zonda yüksek miktarda PCB konsantrasyonu tespit edilmiştir (Vuksanovic *et al.* 1996). SAGRARIO *et al.* (2002), tarafından *O.jenynsi*'nin kas dokusunda ve karaciğerde baskın olarak tespit edilen bileşenler tetra-, penta- ve heksaklorlu bileşenler iken, ovaryumlarda baskın olarak bulunan bileşenler ise penta-, hekza- ve hepta klorlu bileşenlerdir. *R. Sapo* balıklarının dişilerinde (yumurtlama öncesi ve sonrası) kas ve karaciğerde tri-, penta- ve heksaklorlu bileşenler baskın durumda iken, erkek bireylerde ise penta-, hekza- ve heptaklorlu bileşenlerin daha fazla birikim yaptığı tespit edilmiştir. *R. Sapo*'nun gonadlarındaki PCB konsantrasyonlarının yağ içeriğine bağlı olarak değiştiği ancak aynı durumun kas için geçerli olmadığı ve yağ seviyesinin PCB yükünden daha hızlı bir şekilde değiştiği belirtilmiş olup, yağ oranı daha düşük olan bu tarz dokularda proteinler ve diğer yağ içermeyen hücresel bileşenlerin

kimyasal ayrışmaya dahil olduğu düşünülmektedir. Balıkların ovaryumlarının yumurtlamadan önce büyümesi ve yağ içeriğinin artması balıkların PCB alım kapasitesini artırır. Bu durumun her iki balık türünde yumurtlamadan önce ovaryumlarında tespit edilen yüksek konsantrasyondaki PCB'yi açıkladığı ve yumurtlamadan sonra ovaryumlarda tespit edilen düşük PCB seviyelerinde yumurtlamayla, yağ yönünden zengin ve PCB yükü fazla olan yumurtaların vücuttan atılması olarak yorumlanmıştır. Yumurtlamanın, yağ yönünden zengin biyomasın serbest bırakılması yoluyla, balıklarda vücuttaki PCB yükünün azaltılması için önemli bir rol oynadığı ilk defa Miller (1993) tarafından belirtilmiştir. Ayrıca balığın yağ konsantrasyonunun düşük olmasının ve mevsimlere bağlı olarak çok fazla değişim göstermemesinin de etkisi olduğu düşünülmektedir (Stapleton, 2002).

Wiegel ve Wu (2000) sucul sedimentlerde anaerobik koşullar altında PCB'lerin mikrobiyal faaliyet sonucunda redüktif olarak deklorasyona uğradığını yani daha düşük oranda klor içeren PCB bileşenlerine döndüğünü belirtmişlerdir. Ayrıca PCB bileşenlerinin varlığının PCB'lerden klorları uzaklaştıran mikroorganizmalar için elektron akseptörü olarak görev yaptığı tespit edilmiştir.

Encomio ve Chu (2000), üreme yönünden inaktif olan istiridyeleri (*Crassostrea virginica*) 8 hafta boyunca 0, 9.35 ve 3.5 µg PCB ihtiva eden algal besine maruz bırakmışlardır. Ayrıca PCB'e maruz bırakılan bir grup buna ilaveten sediment partikülleri ile PCB arasındaki ilişkiyi ortaya çıkarmak için toksik olmayan suni sedimente maruz bırakılmıştır. Sonuç olarak PCB'lerin istiridyelerin addüktör kasındaki glikojen içeriğini etkilediğini ve yüksek dozdaki PCB'nin kastaki glikojen miktarını düşürdüğü, bu durumun stresten kaynaklandığı belirtilmiştir ve buna ilave olarak askıdaki sediment partiküllerinin glikojen metabolizmasını etkileyecek derecede PCB'nin vücuda alınmasında önemli bir rol oynamış olabileceği belirtilmiştir. Zhou ve Wong (2000), laboratuvar ortamında tilapyaları, PCB ile kontamine olmuş su ve yine PCB ile kontamine olmuş sedimente maruz bırakmışlardır. Tilapyalarda sedimentin yenmesi veya kontamine olmuş partiküller ile temas halinde olmanın sedimente tutunmuş olan PCB'nin vücutta birikim yapması için önemli yollar olduğu belirtilmiştir. PCB ilave edilmiş sedimente ve nehir sedimentine maruz kalan tilapyalarda vücutlarında (kas dokusu) birikim yapan PCB seviyeleri (sırasıyla 27.5 ve 3.9 µg/g yağ üzerinden) yalnızca su yoluyla PCB'e maruz kalan tilapyalara (1.6 µg/g yağ üzerinden) göre yüksektir. Muccio *et al.* (2002), İtalya'da Adriyatik Denizi'nden topladıkları deniz organizmalarında en yaygın olarak bulunan PCB bileşenlerinin 52, 101, 118, 138, 153, 170, 180 ve 187 no'lu bileşenler olduğunu bildirmiştir. Bayarri *et al.* (2001) tarafından yapılan çalışmada ise Adriyatik Denizi'nden yakalanan deniz organizmalarında en yüksek konsantrasyon PCB 153 bileşeni ile elde edilirken bunu PCB 138, 180 ve 118 bileşenleri takip etmiştir. Falandysz *et al.* (2002) ise analiz edilen balıklarda en yüksek konsantrasyonların PCB 118, 138 ve 153 bileşenlerinden elde edildiğini belirtmişlerdir. Morrison *et al.* (2002), Kuzey Amerika'daki Ontario Gölünden yakalanan balıkların vücutlarındaki total PCB yükünün % 30'dan fazlasının PCB 118, 138 ve 180'den oluştuğunu tespit ederken, Guzella *et al.* (2005), Hindistan'da Hugli kanalından topladıkları yüzey sedimentlerinde PCB 101, 118, 153 ve 138 bileşenlerinin baskın olduğunu belirtmişlerdir.

3. Sonuç

23 Mayıs 2001'de 91 katılımcı ülke tarafından Kalıcı Organik Kirleticiler üzerine olan Stockholm Sözleşmesi imzalanmıştır. Bu sözleşmede 12 madde kalıcı organik kirleticiler olarak tanımlanmıştır. Bunlar dioksin, furan ve endüstriyel olarak üretilen PCB'ler, aldrin, dieldrin, endrin, DDT, klordan, HCB, mireks, toksafen, heptaklor'dur. Sözleşme doğadaki bu kirleticilerin ortadan kaldırılması veya seviyelerinin düşürülmesini amaçlamaktadır (Bilcke, 2002). Dünyada yapılan çalışmaların büyük bir çoğunluğu PCB'lerin canlı organizmalar üzerindeki birikimine ilişkin yapılan çalışmalardır. PCB'lerin balık, kabuklu su ürünleri, bitkisel su ürünleri ve planktonlardaki birikim seviyelerine ilişkin çalışmalar olduğu gibi (Metcalf ve Metcalfe, 1997; Hong *et al.* 1998; Roose *et al.*

1998; Chiu *et al.* 2000; Gucia *et al.* 2002; Julshamn *et al.* 2004; Covaci *et al.* 2006; Bhavsar *et al.* 2007; Rypel *et al.* 2007; Parnell *et al.* 2008; Bodiguel *et al.* 2009), sediment tabakasındaki birikimi değerlendirmeye yönelik de birçok çalışma mevcuttur (Fernandez *et al.* 2002; Eljarrat *et al.* 2005; Fung *et al.* 2005; Fu ve Wu, 2006; Zennegg *et al.* 2007; Smith *et al.* 2009). Türkiye’de bazı bölgelerde farklı çevresel ve biyolojik örneklerde poliklorlu bifenillere ilişkin araştırmalar yapılmış ve elde edilen değerlerin su ve sediment örnekleri için uluslararası kabul görmüş kriterlerin altında değerler olduğu (Fillmann *et al.* 2002; Telli-Karakoç *et al.* 2002; Bakan ve Ariman 2004; Erdoğan *et al.* 2005; Okay *et al.* 2009), balık ve midye örnekleri için ise yine uluslararası kriterlerin altında değerler elde edildiği belirtilmiştir (Tanabe *et al.* 1997; Küçüksezgin *et al.* 2001; Telli-Karakoç *et al.* 2002; Tolun *et al.* 2007; Okay *et al.* 2009). Akut toksisitesinin etkileri yavaş görülse de özellikle en yüksek trofik seviyelerde bu maddelerin biyolojik olarak birikim yapmaları ve besin zincirinin üst seviyelerinde etkilerin katlanarak görülmesinden ötürü bu seviyelerde ölümcül etkiler gözlemlenebilir. Populasyonlarda büyümede gerileme ve üreme sistemlerinde bozukluklar gibi olumsuz etkileri gözlemlenmektedir. Bütün dünya çapında çevrede ve vahşi yaşamda poliklorlu bifenillerin izlenmesine yönelik çalışmalar artmalıdır. Özellikle şu anda zaten mevcut olan kalıntıların yeniden dağılımına ilişkin çalışmalara hız verilmelidir.

Geçmişte PCB seviyeleri ağır endüstri alanları ve deşarj yapılan alanlar ile pozitif korelasyon göstermekteydi fakat bazı ülkelerde PCB’lerin kullanımı ve deşarj edilmelerinin kontrol altına alınmasıyla bu coğrafik farklılıklar daha az belirgin hale gelmeye başlamıştır. Genel olarak daha önceleri yüksek PCB yüküne sahip olan alanlardaki PCB seviyeleri zamanla düşmektedir. Bununla beraber 1960’lardan bu yana genel olarak çevrede zamana bağlı olarak yapılan değerlendirmede total PCB değerlerin de değişiklik tespit edilmiştir. PCB bileşenlerinin oranı da zamana bağlı olarak değişmekte ve düşük seviyede klorlu bifenil izomerleri zamanla yok olmakta ve yüksek seviyede klorlanmış bifeniller ise özellikle çevresel örneklerde daha dominant hale geçmişlerdir. PCB seviyeleri genel olarak düşüş göstermektedir. PCB kaynaklarının dünya genelinde kontrol altına alınması, PCB’lerin çevreye boşaltılmasına ilişkin düzenlemelerin yapılması, üretimin neredeyse tamamının eliminasyonu ve PCB’lerin zamanın etkisiyle şiddetinin azalması PCB seviyelerinin konsantrasyonlarında düşüşe neden olmuştur.

Kaynaklar

- Anonymous 1986. PCBs, PCDDs and PCDFs Prevention and Control of Accidental and Environmental Exposures. *Environmental Health*. 227 p. World Health Organization. Regional Office for Europe Copenhagen.
- Anonymous 1987. *PCBs, PCDDs, and PCDFs: prevention and control of accidental and environmental exposures*, Copenhagen, World Health Organization, Regional Office for Europe (Environmental Health Series 23).
- Anonymous 1992. *Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polychlorinated Terphenyls (PCTs) Health and Safety Guide No: 68*. IPCS International Programme on Chemical Safety. 52 p. World Health Organization, GENEVA.
- Anonymous 1993. *Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls (Second Edition)*. Environmental Health Criteria 140. *IPCS International Programme on Chemical Safety*. 683 p. World Health Organization, GENEVA.
- Anonymous 1999. Codex Alimentarius Commission. Food and Agriculture Organization of The United Nations. *World Health Organization. CX/FAC 00/26. Agenda Item 17 (d)*. Joint FAO/WHO Food Standards Programme Codex Committee on Food Additives and Contaminants. 12 p.
- Anonymous 2001. Commission of the European Communities. Brussels. 593 final. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament and the Economic and Social Committee. *Community Strategy for dioxins, furans and PCBs*. 31 p.
- Anonymous 2004. *European Commission, Brussels. Dioxins and PCBs: Environmental levels and human exposure in candidate countries*. Reference: ENV.C.2./SER/2002/0085. Final report. ELICC. Consortium: Environmental levels in candidate countries under supervision of Gunther Umlauf (JRC). BIPRO (Beratungsgesellschaft für integrierte problemlösungen). 333p.
- Bakan, G. ve Ariman, S. 2004. Persistent organochlorine residues in sediments along the coast of mid-Black Sea region of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48; 1031-1039.

Poliklorlu Bifeniller ve Sucul Yaşam

- Baxter, R. A., Gilbert, P. E., Lidgett, R. A., Mainprize, J. H. ve Vodden, H. A. 1975. The degradation of polychlorinated biphenyls by microorganisms. *Sci. Total Environment*, 4; 53-61.
- Bayarri, S., Baldassarri, L. T., Iacovella, N., Ferrara, F. ve Di Domenico, A. 2001. PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere*, 43; 601-610.
- Beurskens, J. E. M. ve Stortelder, P. B. M. 1995. Microbial transformation of PCB's in sediments: What can we learn to solve practical problems?. *Water Science Technology*, 31 (8); 99-107.
- Bhavsar, S. P., Jackson, D. A., Hayton, A., Reiner, E. J., Chen, T. ve Bodnar, J. 2007. Are PCB levels in fish from the Canadian Great Lakes Still Declining? *Journal of Great Lakes Research*, 33 (3); 592-605.
- Bidleman, T. F. ve Olney, C. E. 1974. Chlorinated hydrocarbons in the Sargasso Sea atmosphere and surface water. *Science*, 183; 516-518.
- Bilcke, C.V. 2002. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. *RECIEL*, 11 (3); 328-342.
- Bletchly, J. D. 1985. *Report to the commission of the European communities on a study of measures to avoid dispersion into the environment of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polychlorinated terphenyls (PCTs) from existing installations*, Luxembourg, Commission of the European communities. 22-33 pp.
- Bodiguel, X., Maury, O., Mellon-Duval, C., Rounsard, F., Le Guellec, A. M. ve Loizeau, V. A dynamic and mechanistic model PCB bioaccumulation in the European hake (*Merluccius merluccius*). 2009. *Journal of Sea Research*, 62 (2-3); 124-134.
- Brown, Jr., J. F., Bedard, D. L., Brennan, M. J., Carnahan, J. C., Feng, H. ve Wagner, R. E. 1987. Polychlorinated biphenyl dechlorination in aquatic sediments. *Science*, 236; 709-712.
- Chiu, A., Chiu, N., Beaubier, N. T., Beaubier, J., Nalesnik, R., Singh, D., Hill, W. R., Lau, C. ve Riebow, J. 2000. Effects and mechanisms of PCB ecotoxicity in food chains: algae, fish, seal, polar bear. *Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, C18 (2); 127-152.
- Covaci, A., Gheorghe, A., Hulea, O. ve Schepens, P. 2006. Levels and distribution of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in sediments and biota from the Danube Delta, Romania. *Environmental Pollution*, 140 (1); 136-149.
- Dercová, K., Čičmanová, J., Lovecká, P., Demnerová, K., Macková, M., Hucko, P. ve Kušník, P. Isolation and identification of PCB-degrading microorganisms from contaminated sediments. 2008. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 62 (3); 219-225.
- Eljarrat, E., De La Cal, A., Larrazabal, D., Fabrellas, B., Fernandez-Alba, A. R., Borull, F., Marce, R. M., ve Barcelo, D. 2005. Occurrence of polybrominated diphenylethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in coastal sediments from Spain. *Environmental Pollution*, 136; 493-501.
- Encomio, V. ve Chu, F-L. E. 2000. The effect of PCBs on glycogen reserves in the eastern oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Environmental Research*, 50; 45-49 p.
- Erdogrul, Ö., Covaci, A. ve Schepens, P. 2005. Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaraş, Turkey. *Environment International*, 31 (5); 703-711.
- Falandysz, J., Wyrzykowska, B., Puzyn, T., Strandberg, L. ve Rappe, C. 2002. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and their congener specific accumulation in edible fish from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Food Additives and Contaminants*, 19 (8); 779-795.
- Fernandes, A., White, S., D'Silva, K. ve Rose, M. 2004. Simultaneous determination of PCDDs, PCDFs, PCBs and PBDEs in food. *Talanta*, 63; 1147-1155 p.
- Fernandez, M. A., Lopez, J., Blasco, J., Rodriguez, A. ve Jimenez, B. 2002. Levels of PCBs and DDTs in sediments from the Guadalete Estuary (South Spain). *Organohalogen Compounds*, 57; 365-368.
- Fillmann, G., Readman, J. W., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J. P., Cattini, C. ve Mee, L. D. 2002. Persistent organochlorine residues in sediments from the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 44; 122-133.
- Fisher, J. B., Petty, R. L. ve Luck, W. 1983. Release of polychlorinated biphenyls from contaminated lake sediments: flux and apparent diffusivities of four individual PCBs. *Environmental Pollution*, B5; 121-132.
- Fu, C. T. ve Wu, S. C. 2006. Seasonal variation of the distribution of PCBs in sediments and biota in a PCB contaminated estuary. *Chemosphere*, 62 (11); 1786-1794.
- Fung, C. N., Zheng, G. J., Connell, D. W., Zhang, X., Wong, H. L., Giesy, J. P., Fang, Z. ve Lam, P. K. S. 2005. Risks posed by trace organic contaminants in coastal sediments in the Pearl River Delta, China. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (10); 1036-1049.
- Galassi, S., Provini, A. ve Garofalo, E. 1992. Sediment analysis for the assessment of risk from organic pollutants in lakes. *Hydrobiologia*, 235/236; 639-647.

G.Çelik Çakıroğulları ve S.Seçer

- Gucia, M., Wyrzykowska, B., Warzocha, J., Falandysz, J., Domaga-Wieloszewska, M., Garbacik-Wesolowska, A. ve Szefer, P. 2002. Organochlorine pesticides and PCBs in perch (*Perca fluviatilis*) from the Odra/Oder river estuary, Baltic Sea. *Organohalogen Compounds*, 58; 473-476.
- Guzella, L., Roscioli, C., Vigano, L., Saha, M., Sarkar, S. K. ve Bhattacharya, A. 2005. Evaluation of the concentration of HCH, DDT, HCB, PCB and PAH in the sediments along the lower stretch of Hugli estuary, West Bengal, northeast India. *Environment International*, 31; 523-534.
- Hong, C. S., Xiao, J., Bush, B. ve Shaw, S. D. 1998. Environmental Occurrence and Potential Toxicity of Planar, Mono- and Di-Ortho Polychlorinated Biphenyls in the Biota. *Chemosphere*, 36 (7); 1637-1651.
- Julshamn, K., Lundebye, A. K., Heggstad, K., Berntssen, M. H. G. ve Boe, B. 2004. Norwegian monitoring programme on the inorganic and organic contaminants in fish caught in the Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea, 1994-2001. *Food Additives and Contaminants*, 21 (4); 365-376.
- Kallenborn, R., Oehme, M., Wynn-Williams, D. D., Schlabach, M. ve Harris, J. 1998. Ambient air levels and atmospheric long-range transport of persistent organochlorines to Signy Island, Antarctica. *The Science of the Total Environment*, 220; 167-180.
- Kim, Y. ve Cooper, K. R. 1999. Toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in the embryos and newly hatched larvae of the Japanese Medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*. 39; 527-538.
- Kolar, A. B., Hršak, D., Fingler, S., Četković, H., Petrić, I. ve Kolić, N. U. 2007. PCB-degrading potential of aerobic bacteria enriched from marine sediments. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 60 (1); 16-24.
- Küçüksezgin, F., Altay, O., Uluturhan, E. ve Konaş, A. 2001. Trace metal and organochlorine residue levels in red mullet (*Mullus barbatus*) from the Eastern Aegean Turkey. *Water Research*, 35 (9); 2327-2332.
- Larsen, P. F., Gadbois, D. F. ve Johnson, A. C. 1985. Observations on the distribution of PCBs in the deepwater sediments of the Gulf of Maine. *Marine Pollution Bulletin*, 16; 439-442.
- Larsson, P. 1987. Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) by the macroalga, *Cladophora glomerata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 38, 58-62.
- Li, J., Mgonella, M. K., Bzdusek, P. A. and Christensen, E. R. 2005. PCB congeners and dechlorination in sediments of upper Sheboygan River, Wisconsin. *Journal of Great Lakes Research*, 31:174-186 p.
- Metcalfé, T. L. ve Metcalfé, C. D. 1997. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *The Science of the Total Environment*, 201; 245-272.
- Moffat, C. F. ve Whittle, K. J. 1999. *Environmental Contaminants in Food*. Sheffield Academic Press. CRC Press. 580 p., Aberdeen.
- Morrison, A. H., Whittle, D. M. ve Haffner, G. D. 2002. A comparison of the transport and fate of polychlorinated biphenyl congeners in three great lakes food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (4); 683-692.
- Muccio, A. D., Stefanelli, P., Funari, E., Barbini, A. D., Generali, T., Pelosi, P., Girolimetti, S., Amendola, G., Vanni, F. ve Muccio, S. D. 2002. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in 12 edible marine organisms from the Adriatic Sea, Italy, Spring 1997. *Food Additives and Contaminants*, 19 (12); 1148-1161.
- Nau-Ritter, G. M., Wurster, C. F. ve Rowland, R. G. 1982. Partitioning of [¹⁴C] PCB between water and particulates with various organic contents. *Water Research*, 16; 1615-1618.
- Nisbet, I. C. T. ve Sarofim, A. F. 1972. Rates and routes of transport of PCBs in the environment. *Environmental Health Perspectives*, 1; 21-38.
- Okay, O.S., Karacık, B., Başak, S., Henkelmann, B., Bernhöft, S. ve Schramm, K.-W. 2009. PCB and PCDD/F in sediments and mussels of the İstanbul strait (Turkey). *Chemosphere*. 76 (2); 159-166.
- Parnell, P. E., Groce, A. K., Stebbins, T. D. ve Dayton, P. K. 2008. Discriminating sources of PCB contamination in fish on the coastal shelf of San Diego, California (USA). *Marine Pollution Bulletin*, 56 (12); 1992-2002.
- Quensen Jr. III, J. F., Tiedje, J. M. ve Boyd, S. A. 1988. Reductive dechlorination of polychlorinated biphenyls by anaerobic microorganisms from sediments. *Science*, 242; 752-754.
- Rice, C. P. ve White, D. S. 1987. PCB availability assessment of river dredging using caged clams and fish. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6; 259-274.
- Robertson, L. W. ve Hansen, L. G. 2001. *PCBs Recent Advances in Environmental Toxicology and Health Effects*. The University Press of Kentucky, 663 South Limestone Street, Lexington, Kentucky 40508-4008, 449 p., USA.
- Roose, P., Cooreman, K. ve Vyncke, W. 1998. PCBs in Cod (*Gadus morhua*), Flounder (*Platichthys flesus*), Blue mussel (*Mytilus edulis*) and Brown Shrimp (*Crangon crangon*) from the Belgian Continental Shelf: Relation to biological parameters and trend analysis. *Chemosphere*, 37 (9-12); 2199-2210.
- Rubinstein, N. I., Lores, E. ve Gregory, N. R. 1983. Accumulation of PCBs, mercury and cadmium by *Nereis virens*, *Mercenaria mercenaria* and *Palaemonetes pugio* from contaminated harbor sediments. *Aquatic Toxicology*, 3, 249-260.

Poliklorlu Bifeniller ve Sucul Yaşam

- Rypel, A. L., Findlay, R. H., Mitchell, J. B. ve Bayne, D. R. 2007. Variations in PCB concentrations between genders of six warmwater fish species in Lake Logan Martin, Alabama, USA. *Chemosphere*, 68 (9); 1707-1715.
- Sagrario, M. A. G., Miglioranza, K. S.B., Moreno, J. E. A., Moreno, V. J. ve Escalante, A. H. 2002. Polychlorinated biphenyls in different trophic levels from a shallow lake in Argentina. *Chemosphere*, 48; 1113-1122 p.
- Shiu, W. Y. ve Mackay, D. 1986. A critical review of aqueous solubilities, vapor pressures, Henry's Law constants, and octanol-water partition coefficients of the polychlorinated biphenyls. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 15 (2); 911-929.
- Smith, J. N., Lee, K., Gobeil, C. ve Macdonald, R. W. 2009. Natural rates of sediment containment of PAH, PCB and metal inventories. *Science of The Total Environment*, 407 (17); 4858-4869.
- Sodergren, A. ve Larsson, P. 1982. Transport of PCBs in aquatic laboratory model ecosystems from sediment to the atmosphere via the surface microlayer. *Ambio*, 11; 41-45.
- Stapleton, H. M., Skubinna, J. ve Baker, J. E. 2002. Seasonal dynamics of PCB and Toxaphene bioaccumulation within a Lake Michigan Food Web. *Journal of Great Lakes Research*, 28 (1); 52-64.
- Tanabe, S., Madhusree, B., Öztürk, A. A., Tatsukawa, R., Miyazaki, N., Özdamar, E., Aral, O., Samsun, O. ve Öztürk, B. 1997. Persistent organochlorine residues in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 34 (5); 338-347.
- Telli-Karakoç, F., Tolun, L., Henkelmann, B., Klimm, C., Okay, O. ve Schramm, K. W. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) distributions in the Bay of Marmara Sea: İzmit Bay. *Environmental Pollution*, 119; 383-397.
- Tolun, L., Telli-Karakoç, F., Henkelmann, B., Schramm, K-W. ve Okay, O. 2007. PCB pollution of İzmit Bay (Marmara Sea) mussels after the earthquake. *The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment*, 127-139.
- Tuomisto, J., Vartiainen, T. ve Tuomisto, J. T. 1999. *Synopsis on dioxins and PCBs*. KTL (National Public Health Institute, Finland), Division of Environmental Health. Kuopio.
- Tyler, A. O. ve Millward, G. E. 1996. Distribution and partitioning of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in the Humber estuary, U. K. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (5); 397-403.
- Vuksanovic, V., De Smedt, F. ve Van Meerbeeck, S. 1996. Transport of polychlorinated biphenyls (PCB) in the Scheldt Estuary simulated with the water quality model WASP. *Journal of Hydrology*, 174; 1-18 p.
- Walker, C. H. 2001. *Organic Pollutants. An Ecotoxicological Perspective*. Taylor and Francis Inc., 282 p, London, Great Britain.
- Wang, J. S., Chou, H. N. Fan, J-J. ve Chen, C-M. 1998. Uptake and transfer of high PCB concentrations from phytoplankton to aquatic biota. *Chemosphere*, 36 (6); 1201-1210.
- Wiegel, J. ve Wu, Q. 2000. Microbial reductive dehalogenation of polychlorinated biphenyls. *FEMS Microbiology Ecology*, 32; 1-15.
- Zennegg, M., Kohler, M., Hartmann, P. C., Sturm, M., Gujer, E., Schmid, P., Gerecke, A. C., Heeb, N. V., Kohler, H. P. E. ve Giger, W. 2007. The historical record of PCB and PCDD/F deposition at Greifen See, a lake of the a Swiss plateau, between 1848 and 1999. *Chemosphere*, 67 (9); 1754-1761.
- Zhou, H. Y. ve Wong, M. H. 2000. Accumulation of sediment-sorbed PCBs in tilapia. *Water Research*, 34 (11); 2905-2914.

